Étude sur la qualité de l'air dans la région de

Belledune

au Nouveau-Brunswick

Annexe AB
Modélisation de la qualité de l'aire

Rapport à la Direction de la Protection de l'environnement du Nouveau-Brunswick

Février 2005

Environmental & Occupational Health Practice

SENES Consultants Limited

Table des matières

Annexe AB Modélisation de la qualité de l'air 1

B1.0 Aperçu de la modélisation de la dispersion atmosphérique 1

B1.1 Aspects physiques 1
B1.2 Modèle de dispersion atmosphérique 3

B2.0 Région et périodes à l'étude 5

B2.1 Région à l'étude 5
B2.2 Périodes 5

B3.0 Sources dans la zone industrielle de Belledune 7

B4.0 Données pour les analyses météorologiques 9

B4.1 Sources de données météorologiques 9
B4.3 Incertitudes et lacunes statistiques 16

B5.0 Inventaire des rejets 17

B5.1 Fonderie de Noranda 17
B5.2 Énergie NB 19
B5.3 Installations de manutention de vrac 22
B5.4 Canadian Gypsum Company (CGC) 23
B5.5 Taux d'émission 24
B5.6 Incertitudes et lacunes statistiques 27

B6.0 MODÉLISATION CALPUFF 28

B6.1 Caractéristiques des sources 28
B6.2 Méthode de modélisation de la dispersion 28
B6.3 Validation du modèle 31
B6.4 Résultats de la modélisation de la dispersion 35
B6.5 Incertitudes et lacunes statistiques 47

B7.0 Références bibliographiques 48

Liste des figures

Figure B2.1 Principale région à l'étude dans le cadre de l'ERSH 5

Figure B3.1 Emplacement des industries dans la zone industrielle de Belledune 8

Figure B4.1 Stations météorologiques en surface et en altitude 10

Figure B4.2 Roses des vents aux stations de Charlo (de 1966 à 1980), Gaspé (de 1965 à 1980) et Noranda (de 1999 à 2003) 11

Figure B4.3 Comparaison des roses des vents de la période de 1999 à 2003 à celles de la station 12 de Noranda en 2003 12

Figure B4.4 Élévation du terrain (m) dans la modélisation CALMET 14

Figure B4.5 Données sur l'utilisation des sols traitées pour le domaine de la modélisation CALMET 15

Figure B4.6 Rose des vents de Noranda 2003 comparée à celle de CALMET 2003 16

Figure B5.1 Énergie NB (banque de données de l'INRP) 21

Figure B6.1 Emplacement des grilles 29

Figure B6.2 Points de données indiquant la concentration annuelle moyenne de plomb prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle 42

Figure B6.3 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne de plomb prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle 43

Figure B6.4 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne d'arsenic prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle 44

Figure B6.5 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne de cadmium prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle 45

Figure B6.6 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne prévue de dioxyde de soufre ($\mu g/m^3$) – période actuelle 46

Liste des tableaux

Tableau B3.1 Sources de rejets dans l'atmosphère dans la zone industrielle de Belledune 7

Tableau B4.1 Hauteurs des couches des champs de vent CALMET 13

Tableau B5.1 Dates clés relatives aux modifications apportées aux processus/émissions à la fonderie Noranda 18

Tableau B5.2 Rejets de Noranda dans l'atmosphère (en 1986 et en 2002) 18

Tableau B5.3 Rapport de l'INRP sur les rejets d'Énergie NB en 2002 20

Tableau B5.4 Concentrations de SCPI (mg/kg) dans des matériaux fugitifs 24

Tableau B5.5 Estimations des émissions (g/s) – période actuelle 25

Tableau B5.6 Estimations des émissions (g/s) – période de 1985 à 1999 25

Tableau B5.7 Estimations des émissions (g/s) – période de 1975 à 1984 26

Tableau B5.8 Estimations des émissions (g/s) – période de 1967 à 1974 26

Tableau B6.1 Caractéristiques des sources ponctuelles – conditions existantes 28

Tableau B6.2 Comparaison entre les données mesurées et les données prévues à partir de modèles de dispersion atmosphérique ($\mu g/m^3$) de 2000 à 2002 33

Tableau B6.3 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période actuelle 38

Tableau B6.4 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période de 1985 à 1999 40

Tableau B6.5 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période de 1975 à 1984 40

Tableau B6.6 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période de 1967 à 1974 41

106-02694/

Annexe AB Modélisation de la qualité de l'air

B1.0 Aperçu de la modélisation de la dispersion atmosphérique

On se sert régulièrement de modèles de la dispersion atmosphérique pour prévoir le comportement de substances chimiques libérées dans l'air. On se sert des modèles de dispersion atmosphérique à plusieurs fins; ils servent notamment à vérifier que des rejets émis dans l'atmosphère à partir d'une source sont conformes aux critères et recommandations réglementaires relatives à la qualité de l'air, ainsi qu'à alimenter des études de conception technique, des études environnementales et des évaluations de risque.

Dans la présente analyse, on a eu recours à un modèle de dispersion atmosphérique, soit CALMET/CALPUFF, pour prévoir les configurations à la fois spatiales et temporelles des niveaux de substances chimiques dans l'air nécessaires pour l'évaluation des risques à la santé humaine (ERSH). Les données disponibles au sujet de la qualité de l'air dans la région ont servi à jalonner les concentrations prévues dans l'air et à établir un contrôle de la « vraisemblance » ou de la possibilité de ces prévisions.

B1.1 Aspects physiques

En vocabulaire simple, on peut dire que les modèles de dispersion atmosphérique font appel à des équations mathématiques pour simuler les processus atmosphériques qui transportent et dispersent les rejets dans l'air émis par des sources de pollution. Pour appliquer ces modèles, il faut connaître nombre de facteurs qui ont une incidence sur la manière dont les rejets sont dispersés dans l'atmosphère, notamment ceux-ci :

- Les caractéristiques de la source des rejets dans l'air. Par exemple, les rejets émis dans l'air depuis une source ponctuelle élevée telle une cheminée de fonderie ou de centrale électrique réagiront différemment dans l'atmosphère que ceux relâchés près du sol ou pris dans le sillage de grands bâtiments . De plus, des facteurs telles la hauteur d'une cheminée, ainsi que la température et la vitesse à la sortie peuvent aussi jouer un grand rôle quant à la manière dont les rejets sont dispersés dans l'air.

- Les conditions météorologiques au moment de l'émission du rejet ont certainement une influence sur le processus de dispersion dans l'air. Parmi les éléments clés à prendre en considération ici, notons :

  La vitesse du vent – étant donnée la dilution, les concentrations de substances

chimiques diminuent lorsque la vitesse du vent augmente. En outre, la vitesse du vent s'accroît selon la hauteur à mesure que le frottement de surface diminue. Le changement de la vitesse du vent en fonction de la hauteur est particulièrement important dans le cas de sources élevées.

La direction du vent – détermine la direction du déplacement d'un polluant depuis sa source. (Par convention, on donne la direction du vent comme étant la direction d'où souffle le vent.)

La stabilité de l'atmosphère – est fonction de la structure verticale des températures de l'atmosphère et constitue une mesure de la capacité de l'atmosphère à mélanger les polluants. Les niveaux de stabilité de l'atmosphère oscillent entre « instable », catégorie A, et « stable », catégorie F. La stabilité de catégorie D – « neutre » – est habituellement le niveau le plus courant.

La hauteur de la couche de mélange est la hauteur à laquelle les rejets dans l'air se mélangent, et elle constitue une mesure qui permet d'estimer le volume d'air disponible pour se mélanger aux rejets dans l'air. Il est important de caractériser cet aspect, car une couche de mélange peu élevée peut emprisonner les rejets et susciter de grandes concentrations de polluant au niveau du sol.

- Il importe aussi de prendre en considération la topographie et l'utilisation des sols, par exemple :

  Des interactions entre la terre et la mer comme on en trouve à Belledune peuvent avoir une grande incidence sur les conditions météorologiques locales et, donc, sur les processus de dispersion atmosphérique des rejets émanant de sources élevées. Quand le débit de vent est stable et qu'il souffle vers le littoral, les écarts entre l'eau et le sol quant à la capacité thermique, à la rugosité des surfaces et à l'humidité dans l'air peuvent causer la formation d'une couche limite. On l'appelle la couche-limite thermique interne (CLTI). Les CLTI peuvent avoir une grande influence sur la dispersion des panaches. Quand un panache traverse la CLTI, il peut être rabattu vers le bas, causant des concentrations localement élevées au niveau du sol.

  La présence de reliefs sur le terrain peut avoir son importance et il faut les prendre en considération.

  La turbulence d'origine mécanique découlant de l'interaction des vents et d'obstacles au sol (par exemple des bâtiments, des arbres, etc.) est fonction de la rugosité de la surface et de la vitesse du vent. Ainsi, l'usage qu'on fait d'un terrain et son manteau végétal peuvent jouer un rôle important à ne pas négliger. Par exemple, l'air qui flotte au-dessus d'une forêt est vraisemblablement plus turbulent que l'air qui glisse au-dessus d'un champ agricole ou d'une prairie.

B1.2 Modèle de dispersion atmosphérique

CALPUFF est un système de modélisation de la qualité de l'air en état d'instabilité qui est constitué de trois sous-systèmes : 1) un ensemble de modélisation météorologique (CALMET) comportant des générateurs pour diagnostiquer les champs de vent et faire des prévisions; 2) le modèle gaussien de dispersion de bouffées (CALPUFF) qui tient compte d'effets tels l'élimination chimique, les dépôts secs et humides, le rabattement par des bâtiments et la fumigation du panache, et qui comporte des algorithmes pour terrains à relief complexe, et 3) des programmes de post-traitement (CALPOST) des données météorologiques, des concentrations et du flux des dépôts générés. (Scire, J.S. et coll., 2000a, b; EPA des É.-U., 1995b).

Le système de modélisation CALPUFF a été conçu pour répondre aux spécifications suivantes :

- la capacité de traiter des sources ponctuelles et étendues à variation temporelle;
- la possibilité de modéliser des domaines pouvant aller de dizaines de mètres à des centaines de kilomètres autour d'une source;
- des prévisions pour des durées dont on établit la moyenne sur des périodes allant d'une heure à un an;
- sa pertinence pour la modélisation de polluants inertes et de ceux qui sont sujets à l'élimination linéaire et à des mécanismes de conversion chimique, et
- sa pertinence pour les terrains rugueux ou à relief perturbé.

CALMET est un modèle météorologique qui comprend notamment un générateur de champ de vent pour le diagnostic qui incorpore des analyses objectives et le traitement paramétré des écoulements de pente, des effets cinématiques du relief, des effets de blocage du terrain, ainsi qu'une procédure pour réduire les divergences et un micro-modèle météorologique pour les couches limites au-dessus de la terre et au-dessus de l'eau. CALMET élabore des champs horaires de vent et de température sur un domaine de modélisation quadrillé à trois dimensions qui incorpore les effets du relief sur le débit des vents. Le CALMET comporte aussi des champs accessoires à deux dimensions, par exemple la hauteur des couches de mélange, les caractéristiques des surfaces et les propriétés de la dispersion. CALMET permet d'élaborer des champs de vent tridimensionnels (3-D) à partir d'observations provenant de plusieurs stations de surveillance météorologique dans les environs de la source d'émission. Au besoin, si on ne dispose pas de données adéquates provenant de la surveillance en surface pour la région, CALMET permet d'importer des données prévisionnelles des champs de vent produites par MM5/MM4 (modèle à méso-échelle du Penn State/NCAR), ainsi que par les modèles ETA et NMM. Il s'agit de modèles à la fine pointe pour la prévision à méso-échelle développés par le *National Center for Environmental Prediction* (NCEP). Consultez le site http://wwwt.ncep.noaa.gov/.

CALPUFF est un modèle du transport et de la dispersion qui dirige l'advection d'un certain nombre de poches de matériel polluant distinctes c'est-à-dire « bouffées ») émis

à partir de sources pour qu'elles correspondent à un panache continu, et, ce faisant, simule les processus de dispersion et de transformation. Les variations spatiales et temporelles des champs météorologiques obtenus à l'aide de CALMET sont explicitement incorporées dans la répartition des bouffées qui en résulte pendant toute la période visée par la simulation. Sinon, on peut utiliser CALPUFF en se servant de données météorologiques ne provenant que d'une seule station de surveillance comme on le fait dans d'autres modèles gaussiens de dispersion des panaches réglementaires courants, mais cela ne fait pas appel à toutes les capacités du modèle CALPUFF.

Dans le cas où la direction du vent emporterait un panache depuis une source vers un récepteur sur une colline, le recours au champ de vent à trois dimensions de CALPUFF permet d'établir si la bouffée relâchée passe par-dessus la colline ou la contourne, alors qu'un modèle de panache gaussien standard, ne se servant de la direction du vent que d'un seul lieu de surveillance météorologique, prévoirait que le courant passe au-dessus de la colline dans tous les cas.

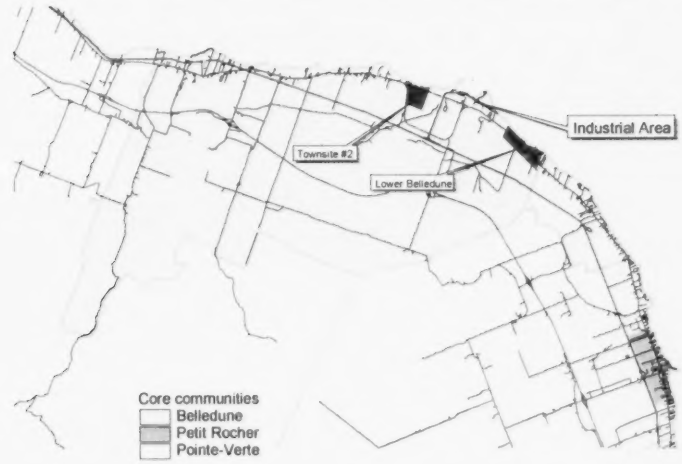
À l'origine, le développement des modèles CALMET/CALPUFF a été parrainé par le *California Air Resources Board* (CARB) et il est appuyé par l'Agence de protection de l'environnement des É.-U. (EPA des É.-U.). Les modèles CALMET et CALPUFF ont tous les deux été améliorés dans le cadre de travaux menés pour le compte du *Interagency Workgroup on Air Quality Modeling* (IWAQM), la EPA des É.-U., le service forestier des É.-U., le service des parcs nationaux des É.-U., le service de la pêche et de la faune des É.-U., ainsi que pour le compte de l'industrie privée aux États-Unis et à l'étranger. En juin 2000, l'Agence de protection de l'environnement des É.-U. a proposé que le système de modélisation CALPUFF soit inclus parmi les modèles recommandés pour les applications réglementaires touchant au transport sur de grandes distance et au cas par cas pour les applications en champ proche où des effets découlant d'un état d'instabilité (c'est-à-dire des situations comportant des facteurs tels la variabilité spatiale dans des champs météorologiques, des vents calmes, la fumigation, la redistribution ou la stagnation, ainsi que des effets de relief ou de littoral) peuvent être importants. Le recours au CALPUFF pour cette application constitue, selon la recommandation proposée par l'EPA des É.-U., une autre utilisation du modèle perfectionné (EPA des É.-U., 2003a). Le modèle CALMET/CALPUFF convient bien à une utilisation dans un contexte tel celui de Belledune qui comporte plusieurs sources et une météorologie complexe.

B2.0 Région et périodes à l'étude

B2.1 Région à l'étude

Aux fins de l'analyse de la dispersion atmosphérique, la région à l'étude a été établie autour des sources de rejets dans l'air situées dans la zone industrielle de Belledune; elle s'étend, en gros, de Petit-Rocher, à l'est, jusqu'aux limites ouest de la localité de Belledune à l'ouest, comme on le voit ci-dessous à la figure B 2.1.

Figure B2.1 Principale région à l'étude dans le cadre de l'ERSH



B2.2 Périodes

Les risques pouvant découler de l'exposition à des SCPI sont causés par l'exposition chronique (à long terme), plutôt que par des niveaux d'exposition aiguë, et on a donc estimé les concentrations annuelles moyennes ou à long terme dans l'air sur tout le territoire de la région à l'étude.

La période 2003 offre les meilleures informations disponibles au sujet des rejets et des conditions météorologiques, ainsi que les meilleures données de surveillance environnementale; elle sert donc de base à l'estimation des facteurs de dispersion atmosphérique et on s'en est servi pour jalonner les prévisions du modèle en les comparant aux valeurs mesurées.

Pour les périodes antérieures, à compter de 1966, on a estimé les concentrations dans l'air à différents emplacements de récepteurs en se servant des facteurs de dispersion atmosphérique élaborés pour 2003. Le MEGL indique que les données mesurées par les EGVA en 2003 n'étaient pas valides; on a donc établi des repères pour la modélisation en se servant des données sur les rejets annuels des années 2000 à 2002, des données météorologiques de 2003 et des données mesurées de 2000 à 2002. Le recours à plusieurs années réduit le degré d'incertitude associé aux rejets de chacune des années. L'ERSH présente un exposé au sujet des périodes prises en considération. On a présumé que les caractéristiques physiques des sources (par exemple la hauteur des cheminées et le débit à la source) sont semblables à chacune des périodes. On a multiplié le taux moyen des émissions des premières périodes par le facteur unitaire de dispersion dans l'air qui s'appuie sur les données météorologiques de 2003. Cette présomption surestime vraisemblablement les concentrations dans l'air provenant des cheminées pendant les périodes antérieures, étant donné que les facteurs unitaires de dispersion dans l'air ont été élaborés en fonction des cheminées actuelles dotées de contrôles des rejets dans l'atmosphère, ce qui suscite vraisemblablement une sous-estimation de l'élévation du panache thermique qui serait survenue par le passé, avant l'installation des dispositifs de contrôle.

B3.0 Sources dans la zone industrielle de Belledune

Les sources prises en considération pour la modélisation de la dispersion dans l'air sont des industries installées dans la zone industrielle de Belledune. De plus petites sources industrielles (par exemple le traitement des fruits de mer) situées à l'intérieur de la grande région à l'étude, ou des installations industrielles plus grandes situées à l'extérieur des limites de la grande région à l'étude, par exemple la centrale d'Énergie NB de Dalhousie ou l'usine de papier de Bathurst, n'ont pas été incluses dans cette évaluation.

Les installations industrielles du port de Belledune ont commencé leurs activités en 1966, d'abord celles de la fonderie de plomb, d'autres activités industrielles s'y rajoutant par la suite. Le tableau B3.1 décrit brièvement les installations industrielles pertinentes de la zone industrielle de Belledune. (Se reporter à la figure B3.1 pour voir l'emplacement de ces installations de la zone industrielle de Belledune.) Les rejets de SO_2 et de NO_2 issus de la Canadian Gypsum Company et des Scieries Chaleur n'ont pas été inclus, car les installations de Noranda et d'Énergie NB sont plus grandes et constituent les principales sources.

Tableau B3.1 Sources de rejets dans l'atmosphère dans la zone industrielle de Belledune

Industrie	Activité	SCPI répertoriées	Période
Fonderie de plomb/zinc de Noranda	Fusion de concentrés de plomb et de zinc	SO_2, NO_2, arsenic, cadmium, chrome, plomb, thallium, zinc, dioxines et furanes, mercure	De 1966 à aujourd'hui
Énergie NB	Production d'électricité à l'aide de charbon et de coke de pétrole	SO_2, NO_2, arsenic, cadmium, chrome, plomb, thallium, zinc, dioxines et furanes, mercure	De 1997 à aujourd'hui
Recyclage de batteries	Recyclage de batteries au plomb engendrant des concentrés de plomb	Arsenic, cadmium, chrome, plomb, thallium, zinc	De 1996 à aujourd'hui
Canadian Gypsum Company	Production de plâtre à partir de sous-produits d'Énergie NB	Arsenic, cadmium, chrome, plomb, thallium, zinc	De 1996 à aujourd'hui

Figure B3.1 Emplacement des industries dans la zone industrielle de Belledune

B4.0 Données pour les analyses météorologiques

B4.1 Sources de données météorologiques

B4.1.1 Données météorologiques en surface et en altitude

Les configurations de la dispersion subissent l'influence de la météorologie en surface et des conditions météorologiques au-dessus de ces surfaces. Le tableau B4.1 indique l'emplacement des stations météorologiques en surface et en altitude dans les environs de la région à l'étude.

Il n'y a que deux stations météorologiques à proximité du domaine météorologique de la modélisation, à savoir à l'aéroport de Charlo et à celui de Bathurst. Pendant la plus grande partie de 2003, ces deux stations ne rapportaient que des observations effectuées le jour (de 7 h à 21 h) et on n'a pas d'observations de nuit. Depuis novembre 2003, l'aéroport de Charlo est doté d'une station météorologique automatisée et, depuis ce moment, on peut s'y procurer des données météorologiques sur 24 heures. Une étude récente de la dispersion atmosphérique (JWEL, 2003) s'est servie de données provenant de l'aéroport de Gaspé pour analyser la dispersion en soulignant qu'Environnement Canada considérait que les données de Gaspé convenaient à cette étude (Environnement Canada, 2004).

En outre, des observations météorologiques sont effectuées sur les lieux, à la fonderie de Noranda, où on enregistre la vitesse du vent, sa direction et la température sur une base horaire.

Les roses des vents résument la fréquence des vents et leur vitesse selon la direction. La comparaison des roses des vents de Charlo, de Gaspé et de la station sur les terrains de Noranda qu'illustre la figure B4-2 indique que le vent souffle plus souvent de l'ouest, les vents en provenance de l'est étant les deuxièmes en fréquence. Les vents du nord et du sud sont plutôt rares. Bien que la fréquence des directions des vents soient plutôt semblables aux trois stations, on constate une certaine tendance vers une fréquence de vents du nord plus élevée à l'aéroport de Gaspé. De plus, alors que les roses des vents des trois stations indiquent des vitesses moyennes semblables pour ce qui est des vents provenant de l'est et de l'ouest, la station de Gaspé tend à indiquer des vitesses de vent plus élevées que les autres stations des environs pour ce qui est des vents du sud.

La figure B4.3 présente une comparaison entre les roses des vents de cette période (de 1999 à 2003) et celles de 2003 pour la station météorologique aux abords des installations de Noranda. On constate peu de différence entre les directions ou les vitesses des vents entre celles observées en 2003 et celles observées au cours des cinq dernières années. À partir de ces données, on peut considérer que les conditions météorologiques de 2003 sont représentatives des conditions météorologiques à long terme (dizaines d'années) dans la

région à l'étude.

Figure B4.1 Stations météorologiques en surface et en altitude

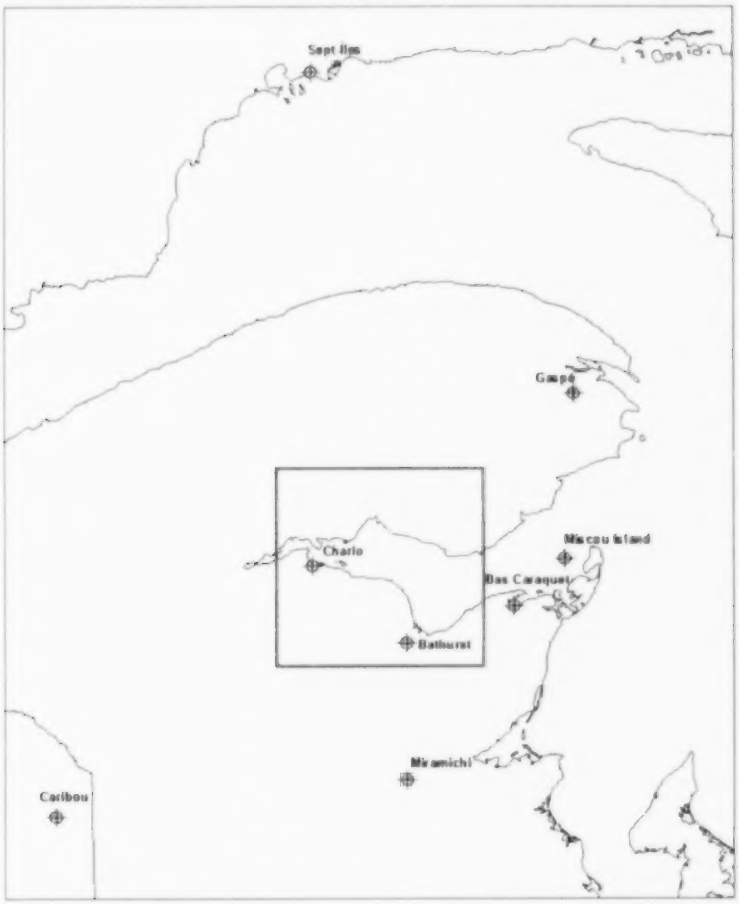


Figure B4.2 Roses des vents aux stations de Charlo (de 1966 à 1980), Gaspé (de 1965 à 1980) et Noranda (de 1999 à 2003)

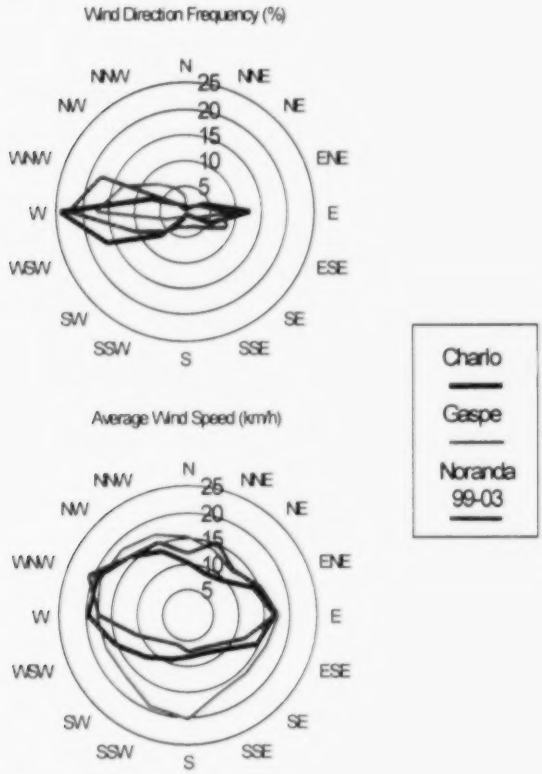
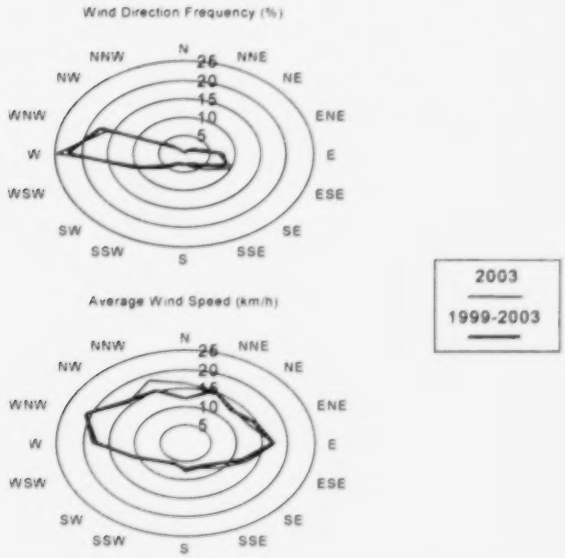


Figure B4.3 Comparaison des roses des vents de la période de 1999 à 2003 à celles de la station 12 de Noranda en 2003



B4.1.2 Données météorologiques dont on s'est servi pour la modélisation de la dispersion

Dans CALMET, on s'est servi des données météorologiques de l'année de référence 2003 pour élaborer les champs de données météorologiques qui ont servi à alimenter le modèle de dispersion CALPUFF. CALMET se sert de toutes les données météorologiques disponibles par rapport à un domaine de modélisation circonscrit pour supputer des champs de vent quadrillés à trois dimensions. Il faut à CALMET des données provenant d'au moins une station en surface et d'une en altitude (sondage). Il faut aussi à CALMET au moins deux sondages en altitude chaque jour et il lui faut des données au sujet des vents et de la température aux couches inférieures et supérieures du domaine de la modélisation.

Le domaine météorologique est plutôt étendu et les données de surveillance locales sont limitées. De plus, on peut s'attendre à une brise marine et à des effets du relief dans la région à l'étude. L'outil de traitement des données météorologiques de CALMET

a donc été associé au modèle à méso-échelle NMM. On s'est servi du modèle de prévision MNH (meso-modèle non hydrostatique), version 041011 (Janjic et coll., 2003, 2004), pour recueillir et formater les conditions initiales et limites issues du modèle ETA-12 du NCEP avec une résolution spatiale de 12 km sur 12 km et 39 niveaux de pression verticaux. (Pour y arriver, on s'est servi du système NMM tel qu'il a été mis en œuvre dans le système FReSH4 de SENES (version 041011). On a ainsi produit des champs de prévision de 2 km sur 2 km dont on s'est ensuite servi pour alimenter le modèle CALMET sur un quadrillage réparti de 200 m en 200 m sur l'ensemble du domaine de la modélisation.

Par la suite, on s'est servi de CALMET pour élaborer l'ensemble de données constitué de champs de vent horaires en trois dimensions (comportant sept [7] couches verticales) de l'année de référence 2003 pour alimenter le modèle de dispersion CALPUFF. On a établi que l'ensemble de données météorologiques de l'année 2003 était représentatif des années 1999 à 2003. La configuration des couches verticales ascendantes correspond aux conseils du manuel de l'usager de CALMET pour ce qui est d'augmenter graduellement l'épaisseur des couches selon la hauteur. Le tableau B4.1 présente les hauteurs de couche de CALMET dont on s'est servi. On a lancé le modèle CALMET pour produire les intrants météorologiques nécessaires au domaine de modélisation CALPUFF (pour s'assurer qu'aucun effet de lisière ne serait créé, on a paramétré CALMET en fonction d'un domaine plus étendu que le domaine de modélisation souhaité dans CALPUFF) de 65 km sur 50 km avec un quadrillage aux 200 m.

Tableau B4.1 Hauteurs des couches des champs de vent CALMET

Élévation supérieure de la couche (m)	Épaisseur de la couche (m)	Remarques
20	20	Données météorologiques sur dix (10) mètres
75	55	
100	25	
200	100	
500	300	
1500	1000	
3300	1800	

On a étudié les hauteurs des couches de mélange de toutes les stations en altitude dans le domaine de modélisation présentées dans *A Mixing Heights Study for North America (1987 – 1991)* (Young et Radonjic, 1997) pour s'assurer que le sommet de la grille allait bien au-dessus des hauteurs des couches de mélange climatologiques qui oscillent entre 800 m et 1200 m.

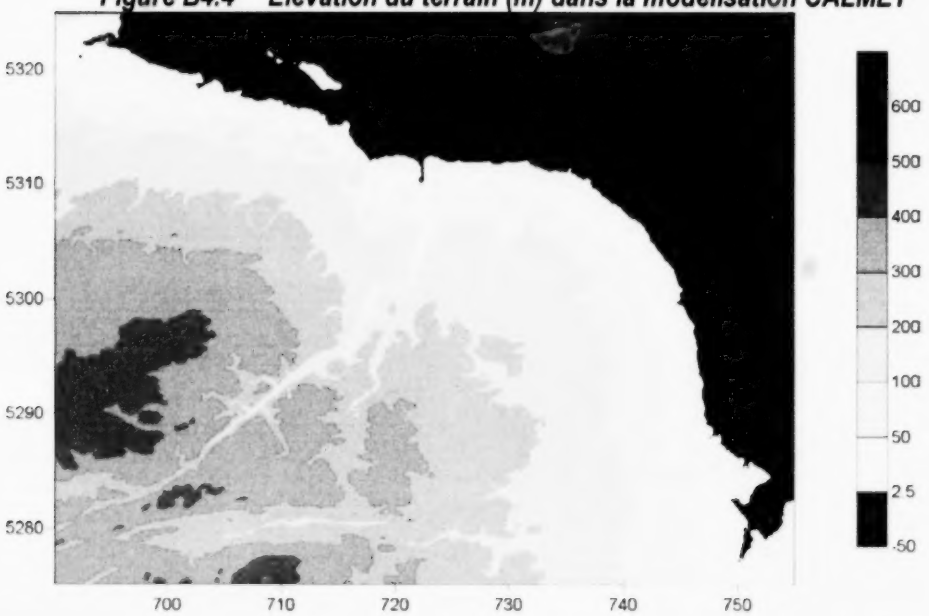
B4.1.2.1 Données sur le relief

Les données sur le relief (c'est-à-dire l'élévation) utilisées dans la simulation du modèle CALMET proviennent du service géologique des États-Unis (*United States Geological*

Service, USGS) et s'appuient sur des observations par satellite (NASA, 2004). On appelle cet ensemble de données le *Shuttle RADAR Topography Mission* (SRTM). Les ensembles de données sont disponibles sous le nom STRM1 qui donne une résolution d'une (1) seconde d'arc et de SRTM3 qui donne une résolution de trois (3) secondes d'arc (~ 90 m). Dans cette étude, on s'est servi de ce dernier ensemble de données qui donne une résolution horizontale de 90 m. On a téléchargé les données du ftp://edcsgs9.cr.usgs.gov/pub/data/strm.

La figure B4.4 présente les données sur le relief traitées par CALMET pour le domaine de la modélisation CALPUFF.

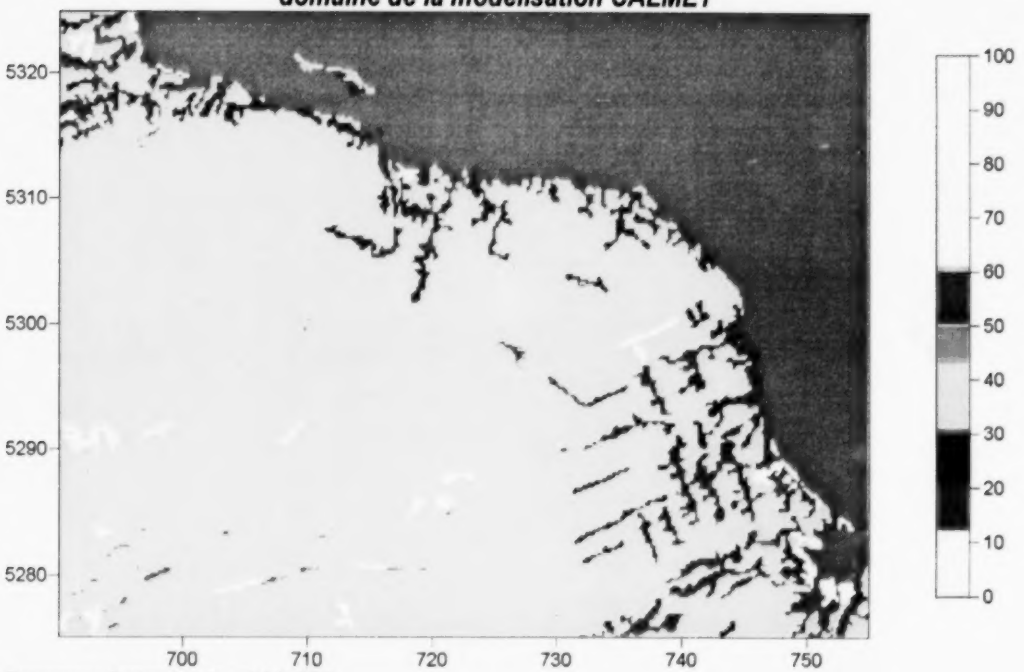
Figure B4.4 Élévation du terrain (m) dans la modélisation CALMET



B4.1.2.2 Données sur l'utilisation des sols

On s'est procuré les données sur l'emploi des terres auprès de Géomatique Canada. On voit à la figure B4.5 les données sur l'utilisation des sols traitées à l'aide de CALMET pour le domaine de la modélisation CALPUFF.

Figure B4.5 Données sur l'utilisation des sols traitées pour le domaine de la modélisation CALMET

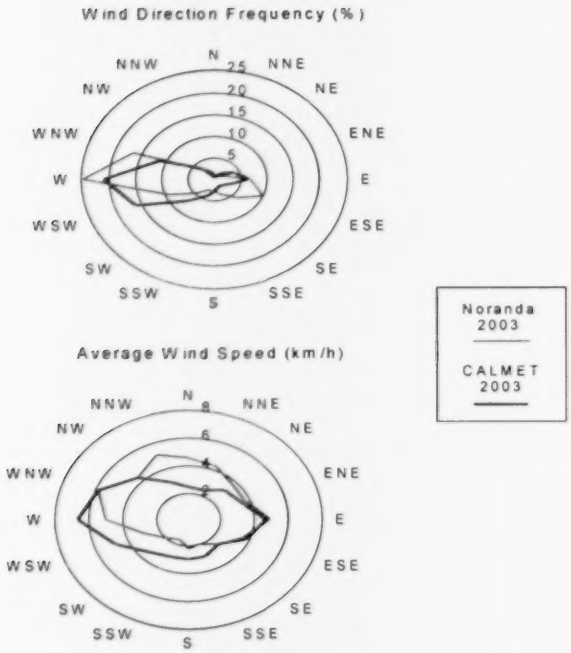


Remarque : Catégories de sol CALMET

10	Urbain
20	Agricole – sans irrigation
-20	Agricole – sans irrigation
30	Pâturage libre
40	Terrain forestier
50	Eau
51	Petit cours d'eau
55	Grand cours d'eau
60	Zone humide
61	Zone humide boisée
62	Zone humide non boisée
70	Terre stérile
80	Toundra
90	Neige et glace persistantes

Les données sur le relief et l'utilisation des sols ont été traitées à l'aide des champs de vent tridimensionnels de CALMET. La figure B4.6 illustre une comparaison entre la rose des vents générée à l'aide de CALMET et la rose des vents du site de Noranda en 2003. La comparaison des roses des vents indique une bonne concordance et appuie le recours aux champs de vent générés par CALMET dans la modélisation de la dispersion CALPUFF.

Figure B4.6 Rose des vents de Noranda 2003 comparée à celle de CALMET 2003



B4.3 Incertitudes et lacunes statistiques

On en a conclu que les données traitées à l'aide de CALMET convenaient à la modélisation de la dispersion atmosphérique du domaine à modéliser. Aussi, en s'appuyant sur la comparaison entre 2003 et la période de 1999 à 2003, ainsi que sur des comparaisons avec des données antérieures provenant de Charlo et de Gaspé, on a établi que les données de 2003 étaient représentatives des périodes antérieures.

B5.0 Inventaire des rejets

L'inventaire des rejets fournit des renseignements au sujet du type de substances chimiques relâchées dans l'atmosphère, la quantité de chacune de ces substances et les conditions lors de l'émission qui régissent la manière dont les substances chimiques seront dispersées selon diverses conditions météorologiques. Il s'agit d'intrants essentiels à la modélisation de la dispersion atmosphérique.

L'inventaire le plus exact a été dressé à partir de renseignements fournis par les installations elles-mêmes. On y trouve des données au sujet des sources d'émission fixes qui donnent non seulement la quantité de substances chimiques, mais aussi des données au sujet des émissions tels le diamètre de la cheminée, la température, la vitesse et l'élévation lors de l'émission de la substance chimique relâchée.

Les inventaires des rejets comprennent des renseignements au sujet de divers types de sources ponctuelles (par exemple une cheminée ou son puits), de sources étendues (par exemple une pile de stockage) et de sources d'émissions fugitives (telles des chatières ou des fuites de tuyau). Les données relatives aux émissions comprennent le débit de l'émission (soit en grammes par seconde) depuis la source, la composition chimique et la forme du rejet (par exemple gaz ou particule). Il est très important de tenir compte du fait que le débit de l'émission peut osciller au fil du temps en fonction de changements au rythme de production ou de modifications aux technologies de traitement.

Quand les installations n'ont pas été en mesure de nous fournir de données au sujet des émissions, on a généré des données sur les émissions à partir d'inventaires fédéraux ou en se basant sur le rythme de la production et les facteurs standard relatifs aux émissions. Toutefois, le recours aux facteurs d'émission et aux données d'inventaires s'appuyait sur moins de renseignements et suscite donc plus d'incertitude que le recours à des données mesurées à chacun des sites.

B5.1 Fonderie de Noranda

B5.1.1 Émissions de sources ponctuelles

Noranda a commencé ses activités en 1966 sous l'appellation initiale de Brunswick Smelting Limited. Les installations étaient exploitées par une filiale de Brunswick Smelting nommée East Coast Smelting and Chemical Company Limited (P. Deveau, communication personnelle, 2005). Depuis, les installations ont connu plusieurs modifications en ce qui a trait aux processus ou au contrôle des rejets. Un résumé des activités de l'usine élaboré à partir des rapports financiers (fichier Excel GGI 1162) nous renseigne au sujet des taux d'émissions antérieurs et des modifications importantes apportées aux processus. Les modifications aux processus engendrent en général une réduction des rejets ou des changements dans leurs caractéristiques physiques. Par

exemple, les taux d'émission de plomb habituels à la fin des années 1980 étaient généralement d'environ deux ou trois fois plus élevés que les taux d'émission de la fin des années 1990. On donne au tableau 5.1 des dates clés en ce qui a trait aux modifications apportées aux processus.

Tableau B5.1 Dates clés relatives aux modifications apportées aux processus/émissions à la fonderie Noranda

Date	Activité
1966	Début des activités.
1972-1973	Mise en service de la chambre des filtres centrale et reconversion du procédé de fusion Imperial Smelting au nouveau procédé de fusion du plomb.
1977	Mise en service de la chambre des filtres du haut-fourneau.
1979	Asphaltage des chemins importants de l'usine.
1992	Mise en service d'un nouveau filtre électrostatique de gaz chaud, ainsi que de la chambre des filtres de la raffinerie d'argent et du petit four rotatif. Mise hors service de la chambre des filtres de la fonderie de plomb.
1996	Mise en service d'un nouveau préchauffeur de l'usine d'acide et d'une nouvelle usine de concentré.

Noranda a remis un résumé des émissions atmosphériques annuelles et pour chaque année de 1986 à 2003 en ce qui a trait à une grande gamme de substances chimiques, y compris plusieurs des SCPI. Cette information contient les paramètres relatifs aux cheminées (par exemple hauteur, vitesse d'écoulement) (fichier Excel GGI 1025). Le tableau B5.2 résume les rejets totaux de 1986 et de 2002 et présente le ratio entre les rejets de chacune des deux années. Les concentrations de plusieurs métaux ont diminué de manière importante. Par exemple, les rejets de plomb de 2002 sont dix fois moins importants que ceux de 1986. On a aussi obtenu les rejets totaux de plomb, d'arsenic et de cadmium de 1975 à 1994 (Brunswick Smelting and Fertilizer, 1995). Avant 1975, on déclarait les émissions de plomb suivantes : 4890 lb/jour (2218 kg/j). En présumant que cela survenait 365 jours par année, on arrive à une émission annuelle d'environ 800 000 kg de plomb, soit environ dix fois le taux de 1986 et environ cent fois la quantité rejetée en 2003.

Tableau B5.2 Rejets de Noranda dans l'atmosphère (en 1986 et en 2002)

Substance chimique	Unités	Rapport entre les émissions de 1986 et 2002	Rejets de 1986	Rejets de 2002
NO_2	(tonnes/an)			28
SO_2	(tonnes/an)	2,0	17 000	8 300
As	(kg/an)	1,6	5 300	3 300
Cd	(kg/an)	4,0	3 400	860
Cr	(kg/an)			33
Hg	(kg/an)			68
Pb	(kg/an)	10	86 000	8 600
Zn	(kg/an)	3,6	9 100	2 500

Plusieurs études ont évalué les rejets de la fonderie de Noranda en se rapportant à

diverses périodes. On a mené en 1976 un programme d'échantillonnage autour des cheminées (Rapport de l'enquête à Belledune, ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 1977) de particules en suspension, de SO_2, d'arsenic et de plomb. Aussi, le rapport de l'étude de l'impact sur l'environnement préparé en rapport à la centrale thermique de Belledune en 1989 (Washburn & Gillis Associates Limited, 1989) résumait les caractéristiques des cheminées et les données relatives aux rejets des trois principales sources de la fonderie pour ce qui est du SO_2, des NO_2 et des matières particulaires.

On s'est servi des taux d'émission des années 2002 et 2003 pour calculer l'apport proportionnel de chacune des cheminées au total des rejets de cette période. Ces proportions ont servi à estimer le taux d'émission de chacune des cheminées au cours des périodes antérieures. Cette présomption surestime vraisemblablement les concentrations dans l'air provenant des cheminées pendant les périodes antérieures. Les facteurs unitaires de dispersion dans l'air ont été élaborés pour les cheminées actuelles dotées de contrôles des rejets dans l'air, ce qui mène vraisemblablement à une sous-estimation de l'élévation thermique du panache qui serait survenue par le passé avant l'installation des dispositifs de contrôle. On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribués à chacune des sources à chacune des périodes.

B5.1.2 Émissions fugitives

Nous ne disposions d'aucun renseignement au sujet des émissions fugitives des installations de Noranda. On a modélisé une source étendue fugitive comportant l'ensemble du bâtiment de Noranda en appliquant 10 p. 100 du total des émissions de sources ponctuelles à cette source étendue de 14,2 ha. Cette présomption s'appuie sur l'expérience habituelle à d'autres sources industrielles semblables et a été utilisée pour parer à l'absence de données propres au site. On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribués à chacune des sources à chacune des périodes.

B5.2 Énergie NB

B5.2.1 Sources ponctuelles

Énergie NB a lancé ses activités en 1993. L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) est une banque de données du gouvernement fédéral accessible au public à l'adresse http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/npri_home_f.cfm. Les installations qui émettent des rejets devant être déclarés présentent le sommaire des données relatives à leurs rejets à l'INRP sur une base annuelle. Ce programme a vu le jour en 1994. Pour Énergie NB, l'INRP dispose de données de 1997 à 2002. Le tableau B5.3 résume les rejets de SCPI pendant la dernière année où des données sont disponibles à l'INRP, à savoir 2002. Ces données sont semblables à celles obtenues auprès du MEGL. On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribués à chacune des sources à chacune des périodes.

Tableau B5.3 Rapport de l'INRP sur les rejets d'Énergie NB en 2002

Substance	Unités	Énergie NB 2002
Oxydes d'azote (indiqués comme NO_2)	tonnes	5700
Dioxyde de soufre	tonnes	2100
Arsenic (et ses composés)	tonnes	0,058
Cadmium (et ses composés)	tonnes	0,00033
Chrome (et ses composés)	tonnes	0,012
Dioxines et furanes	g TEQ(ET)	0,11
Plomb (et ses composés)	tonnes	0,0044
Mercure (et ses composés)	tonnes	0,012
Zinc (et ses composés)	tonnes	0,030

Parmi les autres sources de données dont on s'est servi pour caractériser les données d'Énergie NB, notons :

- Une évaluation environnementale réalisée par la Société d'énergie du Nouveau-Brunswick en 1990 donnait des estimations des émissions futures des cheminées, y compris celles de SO_2, de NO_2 et de matières particulaires totales en suspension de la centrale thermique de Belledune (CT). Les concentrations maximales prévues pour la centrale alors proposée à Belledune en fonction de différents scénarios (par exemple effets de la combinaison de sources dans le bassin atmosphérique de Belledune, présence d'un dépoussiéreur par voie humide, etc.) sont aussi disponibles (Monenco Consultants Limited, 1990a,b).
- Des estimations qui s'appuient sur la surveillance continue des émissions (SCÉ) dans le cas des NO_2 et du SO_2 sur une base horaire pendant la période de 1999 à 2003 (Atmospheric Emissions, GGI 1032). Aux fins de la modélisation à long terme, on a conclu que les différences entre les données de SCÉ et celles de l'INRP n'étaient pas significatives.
- D'autres données relatives aux émissions de SO_2 de 1980 à 1989 et celles relatives aux rejets prévus de SO_2 de 1994 à 2000 (selon différentes options) sont résumées dans le document du programme de contrôle des rejets de SO_2 d'Énergie NB (Énergie Nouveau-Brunswick,1988, 1990). D'autres données relatives aux rejets sont synthétisées par Énergie NB (Énergie Nouveau-Brunswick, GGI 1149).
- Le document d'agrément d'exploitation I-2360 (ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, 2000) qui décrit les limites aux taux d'émission de NO_2 et de SO_2.

Figure B5.1 Énergie NB (banque de données de l'INRP)

B5.2.2 Émissions fugitives

Quand des données mesurées au sujet des rejets ne sont pas disponibles, l'industrie accepte en général les approches qui estiment les rejets à partir d'un bilan de masse ou qui s'appuient sur des facteurs d'émission rapportés selon le processus ou l'industrie. Les facteurs d'émission sont en général basés sur le débit des processus ou le rythme de production.

La principale source d'information au sujet des facteurs d'émission est le document de l'agence EPA des États-Unis (1995a), *Compilation of Air Pollutant Emission Factors*, AP-42, 5e édition, volume I : « Stationary Point and Area Sources ». Ce document, qu'on appelle en général le AP-42, est mis à jour continuellement. On peut y accéder en ligne au http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/index.html.

AP-42 fournit les taux d'émission acceptés par l'industrie pour plusieurs secteurs et processus. Les facteurs d'émission rapportés découlent en général de la mesure des émissions réelles à certaines installations. Souvent, AP-42 fournit aussi les documents de fond pour le calcul des facteurs d'émission. Dans de nombreux cas, AP-42 donne les facteurs d'émission à la fois pour les sources sans dispositifs de contrôle et celles munies d'équipement de contrôle particulier (par exemple dépoussiéreurs à sacs filtrants ou filtres électrostatiques pour le contrôle des poussières).

Dans le cas d'Énergie NB, la manutention de charbon (déchargement de véhicule [AP-42, section 13.2.4], déplacement du chariot-élévateur frontal [AP-42, section 13.2.4], déchargement du chariot-élevateur frontal [AP-42, section 13.2.4], érosion éolienne [AP-42, section 11.2.3 → version 1983]) a été considérée comme source d'émission fugitive. On s'est servi des présomptions suivantes dans l'approche facteur d'émission pour estimer les rejets totaux de poussière, et on s'est servi d'estimations de la concentration de SCPI dans la poussière pour en arriver à une estimation des rejets de

SCPI :

- Teneur en matériel humide de 5,5 %
- Teneur en éléments fins de 3,5 %
- 1200 tonnes/jour livrées par camion (journée maximale présumée)
- Journée de travail de 12 heures
- Charbon déplacé à l'aide d'un chariot-élévateur frontal dix (10) fois par jour jusqu'à la pelle d'alimentation, chacun des chargements équivalant à dix (10) tonnes, le chariot-élévateur se déplaçant d'environ 20 m
- Poids du chariot-élévateur frontal – 48 tonnes
- Surface sujette à l'érosion éolienne – 8,6 ha; on présume avec prudence que l'érosion éolienne survient tous les jours.

On trouvera au tableau B5.4 les concentrations de SCPI attribuées aux rejets de poussière de cette source fugitive.

On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribués à chacune des sources à chacune des périodes.

B5.3 Installations de manutention de vrac

Nous ne disposons pas actuellement de données au sujet des émissions de sources fugitives ou de cheminées pour les installations de manutention de vrac. Les installations comportent des équipements intérieurs dotés de dispositifs de contrôle des rejets, ainsi qu'une pile de stockage de coke de pétrole à l'extérieur. On a conclu que les rejets en provenance de l'aire de stockage intérieure étaient minimes.

Pour estimer les émissions de cette installation, on a considéré que la manutention de coke de pétrole (déchargement de véhicule, déplacement du chariot-élévateur frontal, déchargement du chariot-élévateur frontal, érosion éolienne) constituait une source fugitive. On s'est servi des présomptions suivantes dans l'approche facteur d'émission pour estimer les rejets totaux de poussière, et on s'est servi d'estimations de la concentration de SCPI dans la poussière pour en arriver à une estimation des rejets de SCPI :

- Teneur en matériel humide de 4,8 %
- Teneur en éléments fins de 3,4 %
- 1200 tonnes/jour livrées par camion (journée maximale présumée)
- Journée de travail de 12 heures
- Concentrés déplacés à l'aide d'un chariot-élévateur frontal dix (10) fois par jour jusqu'à la pelle d'alimentation, chacun des chargements équivalant à dix (10) tonnes, le chariot-élévateur se déplaçant d'environ 20 m
- Poids du chariot-élévateur frontal – 48 tonnes
- Surface sujette à l'érosion éolienne – 4,0 ha; on présume avec prudence que l'érosion éolienne survient tous les jours.

On trouvera au tableau B5.4 les concentrations de SCPI attribuées aux rejets de poussière de cette source fugitive.

On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribués à chacune des sources à chacune des périodes.

B5.4 Canadian Gypsum Company (CGC)

Les émissions fugitives de gypse à l'état tant brut que fini résultant de la manutention (déchargement de véhicule, déplacement du chariot-élévateur frontal, déchargement du chariot-élévateur frontal, érosion éolienne) ont été prises en considération. On s'est servi des présomptions suivantes pour estimer les rejets totaux de poussière, et on s'est servi d'estimations de la concentration de SCPI dans la poussière pour en arriver à une estimation des rejets de SCPI :

- Teneur en matériel humide de 1,2 %
- Teneur en éléments fins de 19,8 %
- 400 tonnes/jour livrées par camion (journée maximale présumée)
- Journée de travail de 12 heures
- Concentrés déplacés à l'aide d'un chariot-élévateur frontal cinq (5) fois par jour jusqu'à la pelle d'alimentation, chacun des chargements équivalant à dix (10) tonnes, le chariot-élévateur se déplaçant d'environ 20 m
- Poids du chariot-élévateur frontal – 48 tonnes
- Deux surfaces sujettes à l'érosion éolienne – 0,5 ha (matériel brut) et 0,4 ha (matériau fini); on présume avec prudence que l'érosion éolienne survient tous les jours.

On trouvera au tableau B5.4 les concentrations de SCPI attribuées aux rejets de poussière de cette source fugitive.

Tableau B5.4 Concentrations de SCPI (mg/kg) dans des matériaux fugitifs

SCPI	Pile de stockage extérieure d'Énergie NB	Pile de coke de pétrole de l'installation de manutention en vrac	CGC Matériel brut	CGC Matériau fini
Arsenic	3	1	0,1	0,1
Cadmium	0,4	0,1	0,1	0,1
Chrome	23	2	2	2
Plomb	3,3	1,4	1,2	1,2
Mercure	0,05			
Thallium	0,2	0,1	0,1	0,1
Zinc	36	10	4	4

On résume à la section B5.5 les rejets de SCPI attribuées à chacune des sources à chacune des périodes.

B5.5 Taux d'émission

On présente aux tableaux B5.5 à B5.8 le taux d'émission des sources de chacune des SCPI à chacune des installations industrielles.

Tableau B5.5 Estimations des émissions (g/s) – période actuelle

Industrie	Id. de la source	Type de source	Arsenic	Cadmium	Chrome	Dioxines et furanes	Plomb	Mercure	NO_2	SO_2	Thallium	Zinc
Noranda	Cheminée de l'usine d'acide	Cheminée	.	.	.	$1{,}9\times10^{-13}$	.	0,00217	0,75	47,4	.	.
	Cheminée de la chambre des filtres	Cheminée	0,03935	0,00568	0,00083	$4{,}8\times10^{-17}$	0,03941	.	.	104,2	0,00022	0,01148
	P27	Cheminée	0,00309	0,00833	0,00065	.	0,05707	.	.	.	0,00195	0,01334
	P50	Cheminée	0,00017	0,00072	0,00006	.	0,00225	.	.	.	0,00009	0,00104
	P52	Cheminée	0,00007	0,00031	0,00003	$2{,}3\times10^{-13}$	0,00066	.	.	.	0,00005	0,00031
	SRF Centre	Cheminée	0,00231	0,00103	0,00019	.	0,01532	.	.	.	0,00022	0,01245
	SRF Est	Cheminée	0,00108	0,00015	0,00008	.	0,00857	.	0,045	.	0,00046	0,00540
	SRF Ouest	Cheminée	0,00093	0,00071	0,00012	.	0,00341	.	.	.	0,00035	0,00221
	Raffinerie d'argent	Cheminée	0,00053	0,00050	0,00015	.	0,05668	.	0,081	.	0,00005	0,00657
	Cheminée de la chambre d'agglomérés	Cheminée	0,00295	0,00481	0,00039	$1{,}1\times10^{-17}$	0,12350	.	.	147,8	0,00295	0,01205
	Bâtiment Noranda	Fugitive	0,00505	0,00222	0,00025	$2{,}0\times10^{-10}$	0,03069	0,00022	.	.	0,00063	0,00649
	Pile NB	Fugitive	$2{,}6\times10^{-6}$	$3{,}0\times10^{-7}$	$1{,}7\times10^{-5}$	.	$2{,}6\times10^{-6}$	$3{,}7\times10^{-8}$	.	.	$1{,}5\times10^{-7}$	$2{,}7\times10^{-5}$
Installation de manutention de vrac	Pile de coke de pétrole	Fugitive	$4{,}0\times10^{-7}$	$4{,}6\times10^{-8}$	$7{,}9\times10^{-7}$	.	$7{,}9\times10^{-7}$	.	.	.	$4{,}6\times10^{-8}$	$4{,}8\times10^{-6}$
Énergie NB	Énergie NB	Cheminée	0,00183	0,00001	0,00038	$3{,}5\times10^{-8}$	0,00014	0,00039	181,4	65,5	.	0,00095
CGC	Brut	Fugitive	5×10^{-6}	5×10^{-6}	1×10^{-6}	.	7×10^{-7}	.	.	.	$5{,}2\times10^{-6}$	$2{,}4\times10^{-6}$
	Fini	Fugitive	4×10^{-6}	4×10^{-6}	1×10^{-6}	.	6×10^{-7}	.	.	.	$3{,}8\times10^{-6}$	$2{,}2\times10^{-6}$

Tableau B5.6 Estimations des émissions (g/s) – période de 1985 à 1999

Industrie	Id. de la source	Type de source	Arsenic	Cadmium	Chrome	Dioxines et furanes	Plomb	Mercure	NO_2	SO_2	Thallium	Zinc
Noranda	Cheminée de l'usine d'acide	Cheminee	.	.	.	$1{,}9\times10^{-13}$	.	0,00217	0,75	47,4	.	.
	Cheminée de la chambre des filtres	Cheminée	0,03935	0,00568	0,00083	$4{,}8\times10^{-17}$	0,03941	.	.	104,2	0,00022	0,01148
	P27	Cheminée	0,00309	0,00833	0,00065	.	0,05707	.	.	.	0,00195	0,01334
	P50	Cheminée	0,00017	0,00072	0,00006	.	0,00225	.	.	.	0,00009	0,00104
	P52	Cheminée	0,00007	0,00031	0,00003	$2{,}3\times10^{-13}$	0,00066	.	.	.	0,00005	0,00031
	SRF Centre	Cheminée	0,00231	0,00103	0,00019	.	0,01532	.	.	.	0,00022	0,01245
	SRF Est	Cheminée	0,00108	0,00015	0,00008	.	0,00857	.	0,045	.	0,00046	0,00540
	SRF Ouest	Cheminée	0,00093	0,00071	0,00012	.	0,00341	.	.	.	0,00035	0,00221
	Raffinerie d'argent	Cheminée	0,00053	0,00050	0,00015	.	0,05668	.	0,081	.	0,00005	0,00657
	Cheminée de la chambre d'agglomérés	Cheminée	0,00295	0,00481	0,00039	$1{,}1\times10^{-17}$	0,12350	.	.	147,8	0,00295	0,01205
	Bâtiment Noranda	Fugitive	0,00505	0,00222	0,00025	$2{,}0\times10^{-10}$	0,03069	0,00022	.	.	0,00063	0,00649
Installation de manutention de vrac	Pile de coke de pétrole	Fugitive	$4{,}0\times10^{-7}$	$4{,}6\times10^{-8}$	$7{,}9\times10^{-7}$	.	$7{,}9\times10^{-7}$	.	.	.	$4{,}6\times10^{-8}$	$4{,}8\times10^{-6}$

Énergie NB	Énergie NB	Cheminée	0,00183	0,00001	0,00038	$3,5x10^{-9}$	0,00014	0,00039	181,4	65,5	.	0,00095
	Pile NB	Fugitive	$2,6x10^{-6}$	$3,0x10^{-7}$	$1,7x10^{-5}$		$2,6x10^{-6}$	$3,7x10^{-6}$	.	.	$1,5x10^{-7}$	$2,7x10^{-5}$
CGC	Brut	Fugitive	$5,2x10^{-6}$	$5,2x10^{-6}$	$1,2x10^{-4}$		$7,3x10^{-7}$	.	.	.	$5,2x10^{-6}$	$2,4x10^{-4}$
	Terminé	Fugitive	$3,8x10^{-6}$	$3,8x10^{-6}$	$1,1x10^{-4}$		$6,5x10^{-7}$	.	.	.	$3,8x10^{-6}$	$2,2x10^{-4}$

Tableau B5.7 Estimations des émissions (g/s) – période de 1975 à 1984

Industrie	Id. de la source	Type de source	Arsenic	Cadmium	Chrome	Dioxines et furanes	Plomb	Mercure	NO_2	SO_2	Thallium	Zinc
Noranda	Cheminée de l'usine d'acide	Cheminée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cheminée de la chambre des filtres	Cheminée	0,1604	0,0380	-	-	0,2916	-	-	-	-	-
	P27	Cheminée	0,0126	0,0557	-	-	0,4222	-	-	-	-	-
	P50	Cheminée	0,0007	0,0048	-	-	0,0167	-	-	-	-	-
	P52	Cheminée	0,0003	0,0021	-	-	0,0049	-	-	-	-	-
	SRF Centre	Cheminée	0,0094	0,0069	-	-	0,1134	-	-	-	-	-
	SRF Est	Cheminée	0,0044	0,0010	-	-	0,0634	-	-	-	-	-
	SRF Ouest	Cheminée	0,0038	0,0047	-	-	0,0253	-	-	-	-	-
	Raffinerie d'argent	Cheminée	0,0022	0,0034	-	-	0,4194	-	-	-	-	-
	Cheminée de la chambre d'agglomérè	Cheminée	0,0120	0,0322	-	-	0,9138	-	-	-	-	-
	Bâtiment Noranda	Fugitive	0,0206	0,0149	-	-	0,2270	-	-	-	-	-
Installations de manutention de vrac	Pile de coke de pétrole	Fugitive	$4,0x10^{-7}$	$4,6x10^{-8}$	-	-	$7,9x10^{-7}$	-	-	-	-	-

Tableau B5.8 Estimations des émissions (g/s) – période de 1967 à 1974

Industrie	Id. de la source	Type de source	Arsenic	Cadmium	Chrome	Dioxines et furanes	Plomb	Mercure	NO_2	SO_2	Thallium	Zinc
Noranda	Cheminée de l'usine d'acide	Cheminée	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Cheminée de la chambre des filtres	Cheminée	1,0691	0,0913	-	-	1,3477	-	-	-	-	-
	P27	Cheminée	0,0839	0,1339	-	-	1,9518	-	-	-	-	-
	P50	Cheminée	0,0047	0,0116	-	-	0,0770	-	-	-	-	-
	P52	Cheminée	0,0019	0,0050	-	-	0,0225	-	-	-	-	-
	SRF Centre	Cheminée	0,0627	0,0166	-	-	0,5240	-	-	-	-	-
	SRF Est	Cheminée	0,0294	0,0025	-	-	0,2931	-	-	-	-	-
	SRF Ouest	Cheminée	0,0253	0,0114	-	-	0,1167	-	-	-	-	-
	Raffinerie d'argent	Cheminée	0,0143	0,0081	-	-	1,9385	-	-	-	-	-

	Cheminée de la chambre d'agglomérè	Cheminé e	0,0802	0,0774	-	-	4,2237	-	-	-	-	-
	Bâtiment Noranda	Fugitive	0,1371	0,0358	-	-	1,0495	-	-	-	-	-
Installations de manutention de vrac	Pile de coke de pétrole	Fugitive	$4,0x10^{-7}$	$4,6x10^{-8}$	-	-	$7,9x10^{-7}$	-	-	-	-	-

B5.6 Incertitudes et lacunes statistiques

On connaît bien les taux d'émission récents aux sources ponctuelles de la fonderie Noranda et d'Énergie NB. Un élément qui contribue au degré d'incertitude associé aux émissions antérieures, c'est que les émissions de SCPI aux installations de Noranda ne sont pas nécessairement en rapport linéaire direct avec le niveau de plomb, car la quantité de ces substances présentes en tant qu'impuretés dans les concentrés de plomb peut varier au fil du temps. Aussi, différents processus relâchent différentes quantités de métaux.

La principale lacune statistique est associée à la caractérisation des émissions à partir de sources fugitives. Aux installations de Noranda, on a présumé que les émissions fugitives correspondaient à 10 p. 100 du total des émissions de sources ponctuelles. Pour les autres sources industrielles, on a estimé les émissions en se basant sur les taux présumés de manutention des matériaux.

On traite des incertitudes dans la présentation des calculs de la modélisation de la dispersion décrits à la section 6.0.

B6.0 MODÉLISATION CALPUFF

B6.1 Caractéristiques des sources

On a appliqué le modèle CALPUFF : (1) à des récepteurs distincts et (2) à des points de grille pour en arriver à des facteurs de dilution unitaire pour chacune des sources modélisées. Le tableau B6.1 présente les sources modélisées et leurs caractéristiques selon les conditions existantes. On n'a pas pris en considération de sources ponctuelles aux installations des Scieries Chaleur ni à la CGC, car les plus importantes sources ponctuelles se trouvent chez Noranda et à Énergie Nouveau-Brunswick.

Tableau B6.1 Caractéristiques des sources ponctuelles – conditions existantes

Industrie	Id. de la source	Diamètre (m)	Hauteur (m)	Température (°C)	Débit (m^3/s)	Vitesse à la sortie (m/s)	Ascension (m)
Noranda	Cheminée de l'usine d'acide	2,29	75,6	80	29	7,04	6,99
	Cheminée de la chambre des filtres	3,96	47,5	54	194,2	15,78	10,55
	P27	1,68	37,2	50	12,64	5,71	9,66
	P50	0,76	33,5	38	2,802	6,18	9,47
	P52	0,56	33,5	35	1,634	6,64	9,27
	SRF Centre	1,68	42,7	55	32,15	14,51	9,44
	SRF Est	1,07	31,7	49	8,781	9,77	9,13
	SRF Ouest	1,07	31,7	47	9,487	10,56	9,76
	Raffinerie d'argent	1,28	38,9	62	29,85	23,21	9,24
	Cheminée de la chambre d'agglomérè	3,05	47,5	51	145,6	19,94	10,01
Énergie NB	Énergie NB	6,86	168	50	517,44	14,01	19,53

B6.2 Méthode de modélisation de la dispersion

On a modélisé les concentrations unitaires dans l'air à l'aide du modèle CALPUFF en se servant de champs météorologiques issus de CALMET et des caractéristiques des émissions. On a modélisé la dispersion atmosphérique en présumant que le panache ne s'affaisse pas : ce modèle aura tendance à surestimer les concentrations prévues plus éloignées.

B6.2.1 Grille de récepteurs

On a estimé les facteurs unitaires de concentration dans l'air et les concentrations dans l'air à des endroits précis à l'extérieur de la région étudiée par l'ERSH. Les

emplacements comprennent les coordonnées des lieux de surveillance de l'environnement et d'une série de points de grille couvrant la région. On a modélisé la dispersion atmosphérique aux emplacements de surveillance pour valider le modèle de dispersion et élaborer les relations empiriques entre les concentrations dans le sol et celles prévues dans l'air. On a établi les concentrations prévues dans l'air dans chacune des zones à l'étude comme équivalentes à la moyenne mathématique des concentrations dans l'air à des points répartis à intervalles réguliers dans toutes les zones à l'étude. On s'est servi de quadrillages différents au sein de la région à l'étude, le quadrillage le plus serré – celui à 250 m d'intervalle – ayant été appliqué à la zone la plus exposée. Dans ces localités, la population est plus dense le long du littoral; on a donc calculé la moyenne des concentrations dans l'air en se basant sur les emplacements à proximité du rivage à Belledune et à Pointe-Verte. La figure B6.1 indique chacun des emplacements sur la grille dont on s'est servi pour estimer les concentrations moyennes des zones à l'étude, et les concentrations dans l'air ont été estimées sur tout le territoire du domaine de la modélisation, comme on le voit à la figure B6.2.

Figure B6.1 Emplacement des grilles

B6.2.2 Méthode des émissions dans l'air à l'unité

Pour cette modélisation, on a s'est servi de la méthode des émissions dans l'air à l'unité. Cette approche suppose l'application d'un taux d'émission de 1 g/s à chacune des sources et la modélisation distincte de chacune des sources pour élaborer un facteur unitaire de concentration dans l'air en fonction de chacun des récepteurs. Ceci permet d'apporter des ajustements au taux d'émission de chacune des sources à l'extérieur du modèle.

On a synthétisé les facteurs unitaires de concentration dans l'air sur une base mensuelle sur toute la région à l'étude et aux emplacements de surveillance pour en arriver à des moyennes annuelles des facteurs unitaires de concentration dans l'air pour chacune des sources à chacun des emplacements de récepteur. On s'est aussi servi de ces facteurs de concentration dans l'air pour estimer les concentrations dans l'air aux mêmes endroits par le passé en appliquant les taux d'émission pertinents de la source pour la période.

Pour valider les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique en les comparant à ceux de la surveillance de la qualité de l'air, on a retenu du modèle, pour chacun des lieux de surveillance de la qualité de l'air, des facteurs unitaires de concentration dans l'air aux heures, ainsi que pour une petite grille de points autour de chacun des lieux de surveillance pour permettre d'insérer de petites variations de la direction du vent depuis les sources vers ces installations.

B6.2.2.1 Méthode

On estime les concentrations dans l'air à un emplacement attribuables à l'émission depuis une source donnée en se basant sur la multiplication du facteur unitaire de concentration dans l'air à un moment donné par l'émission correspondante provenant de cette source à ce moment-là.

Pour les sources constituées de cheminées, les facteurs unitaires sont en « $\mu g/m^3$ par g/s ».

Pour obtenir les concentrations dans l'air :

$$C = E * F$$

Où :

C = concentration dans l'air en $\mu g/m^3$
E = émission totale en g/s
F = facteur unitaire de concentration dans l'air en $\mu g/m^3$ par g/s

Les facteurs unitaires pour les émissions fugitives sont en « $\mu g/m^3$ par 1×10^{-6} $g/m^2/s$ ». Pour en arriver aux concentrations dans l'air :

$$C = (E / S) * F * 1 \times 10^{-6}$$

Où :

C = concentration dans l'air en $\mu g/m^3$
E = émission totale en g/s
S = surfaces en m^2 (prendre note que E/S donne un taux d'émission en $g/m^2/s$).
F = facteur unitaire de concentration dans l'air en $\mu g/m^3$ par 1×10^{-6} $g/m^2/s$ (1×10^{-6} annule la valeur du facteur unitaire de concentration).

On a calculé les facteurs unitaires moyens de concentration dans l'air pour deux parties de l'année, soit de janvier à juin et de juillet à décembre.

À la plupart des emplacements, on a multiplié le facteur unitaire moyen de concentration dans l'air de la partie de l'année par le taux moyen d'émission pour obtenir l'apport de chacune des sources aux concentrations dans l'air. Pour chacun des emplacements et chacune des sources, on a établi les concentrations moyennes globales dans l'air pour la partie de l'année. En ajoutant l'apport de chacune des sources à la concentration annuelle moyenne dans l'air à chacun des emplacements, on obtient la concentration moyenne annuelle prévue dans l'air attribuable à la zone industrielle de Belledune à chacun des emplacements.

B6.3 Validation du modèle

Pour valider les prévisions de la dispersion atmosphérique en les comparant aux données mesurées dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, on a mis en correspondance les facteurs unitaires de concentration dans l'air et les émissions à la source à toutes les heures. On a calculé les concentrations dans l'air à chacune des heures et on a comparé les concentrations prévues dans l'air à chacune des heures aux données mesurées correspondantes pour ce qui est du SO_2. Les concentrations dans l'air de matière particulaire sont mesurées sur une période de 24 heures; on a donc calculé les concentrations prévues dans l'air aux heures sur une période de 24 heures.

On a fait la synthèse des concentrations moyennes prévues dans l'air et des concentrations moyennes mesurées aux trois échantillonneurs de grands volumes d'air (EGVA) situés dans la localité. Les données des deux EGVA près de l'usine n'ont pas été incluses dans l'exercice de validation, puisqu'ils sont situés hors de la zone industrielle et qu'ils ne correspondent donc pas aux conditions dans la localité. Pour chacune des années, on a d'abord établi la moyenne des concentrations pour la période de janvier à juin et pour celle de juillet à décembre, puis on a calculé la moyenne de ces deux moyennes pour les années 2000 à 2002 inclusivement. On ne s'est pas servi des valeurs mesurées pour l'année 2003 dans l'évaluation, car le MEGL du Nouveau-Brunswick a considéré que ces données n'étaient pas valides (D. Grass, communication personnelle, 2004). On a effectué la validation dans le cas du SO_2 pour l'année 2002 à l'aide des émissions de SO_2 rapportées à l'INRP par Énergie NB et de celles rapportées par Noranda en 2002.

Étant donné que les concentrations de SCPI dans l'air de référence ne sont pas bien définies, on a comparé les concentrations supplémentaires moyennes prévues dans l'air au total (c'est-à-dire la somme de la concentration supplémentaire et de celle de référence) des valeurs mesurées aux trois stations dont les valeurs sont élevées, comme on le voit au tableau B6.2, et, ce, dans le cas de cinq des SCPI mesurées et du SO_2 à chacun des trois emplacements de surveillance. Le tableau montre aussi les concentrations moyennes regroupées pour les trois stations. On donne le ratio entre la concentration moyenne mesurée et la concentration moyenne prévue pour indiquer la concordance entre les valeurs prévues et mesurées. Un ratio inférieur à 1 indique que les concentrations prévues surestiment les concentrations mesurées, et un ratio supérieur à 1 indique que les concentrations prévues sous-estiment les concentrations

mesurées.

La correspondance initiale entre les valeurs prévues et les valeurs mesurées se détériore par un facteur de deux dans le cas de l'arsenic et du cadmium, et par un facteur de moins de trois pour le thallium. Les concentrations de plomb sont sous-estimées par un facteur de cinq. Les concentrations prévues auront tendance à sous-estimer les concentrations mesurées, car les apports naturels de SCPI seront contenus dans les concentrations mesurées actuelles, alors qu'ils n'ont pas été incorporés aux calculs du modèle. La concordance générale observée entre les concentrations prévues et mesurées de SO_2 et de cadmium correspond au fait que les apports industriels sont importants à ces emplacements comparativement aux apports naturels. Le zinc est sous-estimé selon un facteur d'environ dix (10) par rapport aux concentrations mesurées. Il est vraisemblable que la discordance entre les concentrations dans le zinc puisse en partie être due à l'utilisation de filtres à la fibre de verre dans les échantillonneurs à grand volume d'air. Noranda a déjà signalé (J. Cormier, communication personnelle, 2005) qu'elle les avait remplacés en 2004 par des filtres en fibres de quartz en raison de fortes variations dans les ions de zinc et, peut-être, d'autres substances chimiques. L'agence EPA des É.-U. (1999) recommande l'utilisation de filtres en fibres de quartz en raison de leur faible teneur en métaux; dans le cas de filtres en fibres de verre, il faudrait corriger pour tenir compte de la teneur élevée en métaux. Sans correction du contenu de zinc dans les filtres en fibre de verre, on obtiendrait des concentrations mesurées élevées de zinc.

On à établi que les émissions fugitives de la fonderie équivalaient à 10 p. 100 des émissions des cheminées pour toutes les SCPI, sauf le SO_2 et les NO_2. Il peut y avoir eu des écarts dans les taux de SCPI émanant des installations depuis les cheminées ou sous forme d'émissions fugitives. Par exemple, la proportion de cadmium s'échappant par émission fugitive peut être moins élevée que la proportion de plomb s'échappant ainsi. Dans ce cas, les concentrations prévues de plomb auront été sous-estimées comparativement aux concentrations prévues de cadmium.

Tableau B6.2 Comparaison entre les données mesurées et les données prévues à partir de modèles de dispersion atmosphérique (µg/m³) de 2000 à 2002

Emplacement	Concentration prévue (µg/m³)	Concentration mesurée (µg/m³)	Ratio
Arsenic			
Résultats regroupés	0,0058	0,0094	1,61
EGVA 1	0,0049	0,0086	1,75
EGVA 2	0,0058	0,0091	1,56
EGVA 3	0,0068	0,0106	1,56
Cadmium			
Résultats regroupés	0,0037	0,0042	1,13
EGVA 1	0,0032	0,0041	1,25
EGVA 2	0,0033	0,0031	0,94
EGVA 3	0,0045	0,0053	1,18
Plomb			
Résultats regroupés	0,0372	0,1721	4,63
EGVA 1	0,0325	0,1908	5,87
EGVA 2	0,0336	0,1252	3,73
EGVA 3	0,0455	0,2001	4,40
SO_2			
Résultats regroupés	6,8509	11,322	1,65
Boulay	5,3757	11,546	2,15
Townsite n° 2	7,3648	7,9031	1,07
Chalmers	7,8123	5 14,518	1,86
Thallium			
Résultats regroupés	0,001	0,0022	2,22
EGVA 1	0,0009	0,0021	2,46
EGVA 2	0,0009	0,0019	2,05
EGVA 3	0,0012	0,0026	2,19
Zinc			
Résultats regroupés	0,0152	0,1871	12,32
EGVA 1	0,0105	0,1864	17,68
EGVA 2	0,0207	0,1691	8,17
EGVA 3	0,0143	0,2057	14,39

Remarque : La validation des quantités de SO_2 est basée sur les données de 2002.

B6.3.1 Exactitude du modèle

La EPA des É.-U. énonce ce qui suit au sujet de l'exactitude des modèles (EPA des É.-U., 2003b) et des difficultés de valider les prévisions de modèles à l'aide de données à court terme :

- Il est admis que ces modèles sont plus exacts pour prévoir des concentrations moyennes sur de plus longues périodes que pour estimer des concentrations à court terme à des endroits précis.
- On admet aussi que les modèles sont raisonnablement fiables pour estimer l'amplitude des concentrations les plus élevées qui surviennent à certains

moments, à certains endroits dans une zone.

- Les faibles corrélations entre les concentrations jumelées à des stations fixes sont peut-être attribuables à des incertitudes que l'on pourrait réduire quant à la connaissance de l'emplacement précis du panache, ainsi qu'au degré d'incertitude inhérent non quantifié. Une incertitude de l'ordre de cinq à dix degrés quant à la direction mesurée du vent qui transporte le panache peut susciter des erreurs dans les concentrations de l'ordre de 20 p. 100 à 70 p. 100 à des moments et en des endroits particuliers, selon l'état de stabilité et l'emplacement de la station. De telles incertitudes n'indiquent pas qu'une concentration prévue ne survient pas, mais seulement qu'on ne sait pas le moment précis et l'endroit exact où elle survient.

La validation à plus long terme suppose la comparaison des données sur les concentrations moyennes annuelles, ou pluriannuelles, aux valeurs moyennes observées dont on dispose. On peut recourir à de telles comparaisons pour évaluer l'incertitude de la modélisation de la dispersion pour les niveaux qui n'ont pas été mesurés.

B6.3.2 Facteurs d'ajustement

Pour réduire l'incertitude associée aux concentrations prévues dans l'air, on a eu recours à la relation entre les concentrations mesurées et les concentrations prévues aux sites de surveillance pour ajuster les concentrations initiales prévues dans l'air. Les ratios à chacun des sites de surveillance étaient semblables selon la SCPI, ce qui nous permet de croire que le besoin d'ajuster selon la direction serait minime. On a multiplié les concentrations initiales prévues dans l'air par les ratios des résultats regroupés du tableau B6.2. Dans le cas du cadmium, on a obtenu, par exemple, les concentrations dans l'air ajustées en multipliant par 1,13 les concentrations dans l'air initiales pour estimer les concentrations moyennes de cadmium qui ont servi à l'ERSH. Le même ajustement a été apporté à tous les sites, sans égard à la distance ni à la direction de la zone industrielle. Comme l'ajustement se fait en se basant sur la comparaison des concentrations supplémentaires prévues et des totaux mesurés, l'ajustement est vraisemblablement plutôt prudent en ce qu'il aura tendance à surestimer l'apport réel des sources des installations industrielles de Belledune.

Nous n'avons pas effectué d'ajustement dans le cas du zinc, car les concentrations mesurées de zinc étaient élevées à cause de l'utilisation de filtres de fibre de verre qui sont reconnus pour leur haute concentration de zinc. Comme les concentrations de zinc semblaient avoir été rapportées incorrectement, il devenait difficile de leur élaborer un facteur d'ajustement.

Aucune donnée mesurée dans le cadre d'activités de surveillance n'était disponible pour les oxydes d'azote, les dioxines et furanes, le chrome ni le mercure. On a estimé les concentrations de ces SCPI prévues dans l'air en multipliant la prévision initiale par un facteur de 2,4, soit par le facteur moyen de l'arsenic, du cadmium, du plomb et du thallium. Dans le cas des NO_2, on a utilisé le facteur d'ajustement du SO_2.

B6.4 Résultats de la modélisation de la dispersion

Les tableaux B6.3 à B6.6 résument les concentrations moyennes prévues selon la SCPI et la période pour les cinq zones à l'étude. Le résumé comprend le nombre de points de grille, la valeur moyenne aux points de grille et les concentrations maximales prévues à l'un des points de grille de chacune des zones à l'étude.

La meilleure estimation de la concentration au lieu d'exposition (CLE) s'appuie sur l'apport supplémentaire ajusté en fonction de comparaisons entre les prévisions et les données de surveillance (moyennes). On a fixé la meilleure estimation de la concentration moyenne dans l'air d'une zone à l'étude au niveau de la concentration moyenne après ajustement. On a fixé les estimations selon la limite supérieure à deux fois la concentration moyenne prévue. Dans les deux zones les plus exposées (Townsite nº 2 et Lower Belledune), on a fixé la concentration selon la limite supérieure à deux fois la concentration maximale prévue dans la zone.

B6.4.1 Métaux

Le Nouveau-Brunswick ne publie aucun rapport au sujet des concentrations de métal mesurées dans l'air. Le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2003) publie cependant un rapport des concentrations mesurées de plusieurs métaux.

B6.4.1.1 Plomb

Les concentrations de plomb mesurées en Ontario oscillent généralement entre environ 0,01 et 0,02 $\mu g/m^3$. Santé Canada rapporte une concentration annuelle moyenne de plomb au Canada de 0,06 $\mu g/m^3$. Toutefois, dans plusieurs autres localités plus industrialisées (Hamilton, Mississauga), les concentrations annuelles moyennes de plomb oscillaient entre environ 1,6 et 1,9 $\mu g/m^3$ en 2002. Les concentrations mesurées (de 0,12 à 0,2 $\mu g/m^3$) de plomb dans la région à l'étude sont plus élevées que les concentrations moyennes de plomb en Ontario, mais bien en deçà des concentrations les plus élevées mesurées en Ontario. On a ajusté les prévisions du modèle (tableau B6.3) pour les localités, afin qu'elles concordent avec les données mesurées (tableau B6.2).

La figure B6.2 indique les concentrations de plomb prévues à chacun des emplacements de récepteur. Cette figure montre la plus grande densité de récepteurs positionnés aux abords des installations de Noranda et dans les localités. Cette figure et l'isoplète (figure B6.3) montrent que les concentrations maximales prévues dans l'air à proximité des installations de Noranda dépassent à peu près 2 $\mu g/m^3$.

Au cours de la période de 1985 à 1999, on estime que les concentrations de plomb ont été d'environ trois fois plus élevées que celles de la période actuelle; au cours de la période de 1975 à 1984, d'environ sept fois plus élevées qu'au cours de la période actuelle et, au cours de la période de 1967 à 1974, d'environ 33 fois plus élevées qu'à

la période actuelle.

Ni le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, ni celui de l'Ontario, ni Environnement Canada ne disposent de critères annuels pour le plomb.

B6.4.1.2 Arsenic

Ni le ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick, ni celui de l'Ontario, ni Environnement Canada ne publient de rapport au sujet des concentrations d'arsenic dans l'air. Cependant, un rapport préparé par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO, 2004) rapporte les concentrations d'arsenic mesurées en PM_{10} dans des centres urbains importants de l'Ontario. Ce rapport indique aussi que la plus grande partie de l'arsenic est fixé à de fines particules (PM_{10} et moins). Les valeurs mesurées au 98e centile en 2000 étaient d'environ 0,0045 μ g/m^3 à Ottawa et à Toronto, alors qu'elles étaient d'environ 0,006 μg/m^3 à Windsor et à Hamilton.

Sur une base annuelle, la LSIP d'Environnement Canada estime que la concentration d'arsenic dans l'air au Canada est d'environ 0,001 μg/m^3.

L'EPA de la Californie donne un niveau d'exposition chronique de référence (NER chronique) de 0,03 μg/m^3 pour l'arsenic.

Les concentrations moyennes annuelles d'arsenic mesurées (tableau B6.2 – 0,009 μg/m^3) et les concentrations moyennes annuelles d'arsenic prévues dans les cinq localités (tableau B6.3 – de 0,0003 à 0,009 μg/m^3) s'approchent de celles mesurées dans les grandes villes, ou les dépassent, mais elles restent bien en deçà du NER chronique indiqué par l'EPA de la Californie. La figure B6.4 montre les concentrations annuelles moyennes d'arsenic prévues dans la région à l'étude à la période actuelle. Les concentrations maximales (>0,05 μg/m^3) se retrouvent aux abords des installations de Noranda.

Au cours de la période de 1985 à 1999, on estime que les concentrations d'arsenic ont été d'environ 1,7 fois plus élevées que celles de la période actuelle; au cours de la période de 1975 à 1984, d'environ 3,3 fois plus élevées qu'à la période actuelle et, au cours de la période de 1967 à 1974, d'environ 22 fois plus élevées qu'à la période actuelle.

B6.4.1.3 Cadmium

Les concentrations mesurées de cadmium en Ontario sont généralement d'environ 0,01 μg/m^3. Toutefois, dans des localités plus industrialisées (Hamilton), les concentrations moyennes annuelles de plomb étaient d'environ 0,6 μg/m^3 en 2002. Les concentrations mesurées (tableau B6.2 – 0,004 μg/m^3) de cadmium dans la région à l'étude sont bien en deçà des concentrations moyennes de cadmium en Ontario. La LSIP d'Environnement Canada estime que la concentration annuelle moyenne de cadmium au Canada oscille entre environ 0,001 μg/m^3 et 0,004 μg/m^3.

Les concentrations annuelles moyennes de cadmium prévues (tableau B6.3; figure B6.5) selon les conditions actuelles indiquent que les concentrations prévues de cadmium les plus élevées se trouvent à proximité des installations de Noranda, mais que les concentrations prévues sont inférieures à celles mesurées en Ontario en 2002. Elles se situent aussi dans la fourchette des concentrations moyennes de référence au Canada.

Au cours de la période de 1985 à 1999, on estime que les concentrations de cadmium ont été d'environ cinq fois plus élevées que celles de la période actuelle; au cours de la période de 1975 à 1984, d'environ six fois plus élevées qu'à la période actuelle et, au cours de la période de 1967 à 1974, d'environ quinze fois plus élevées qu'à la période actuelle.

B6.4.1.4 Chrome

Les concentrations de cadmium mesurées en Ontario (2002) oscillent généralement entre 0,003 $\mu g/m^3$ et 0,005 $\mu g/m^3$. Toutefois, dans des localités plus industrialisées (Niagara Falls, Hamilton), les concentrations annuelles moyennes de chrome peuvent être considérablement plus élevées, environ de 0,08 $\mu g/m^3$ à 0,009 $\mu g/m^3$). La LSIP2 d'Environnement Canada estime que la concentration annuelle moyenne de chrome dans l'air au Canada oscille entre environ 0,003 $\mu g/m^3$ et 0,009 $\mu g/m^3$.

Les concentrations annuelles moyennes de chrome prévues (tableau B6.3) selon les conditions actuelles indiquent que les concentrations prévues de chrome les plus élevées (0,009 $\mu g/m^3$) sont à proximité des installations de Noranda, et que les concentrations prévues s'approchent de celles mesurées en Ontario en 2002 et des concentrations moyennes au Canada.

B6.4.1.5 Dioxines et furanes

Le département de la protection de l'environnement du Massachusetts a établi à 0,02 $\mu g/m^3$ la limite annuelle moyenne de furanes admises dans l'air ambiant. Les concentrations annuelles moyennes prévues selon les conditions actuelles à tous les emplacements (tableau B6.3; $1x10^{-10}$ et moins) sont bien en deçà de cette limite.

B6.4.1.6 Mercure, thallium et zinc

Comme dans le cas du plomb, du cadmium et du chrome, les concentrations maximales prévues pour ces éléments se concentrent autour des installations de Noranda et elles s'amenuisent à mesure qu'on s'en éloigne.

On a enregistré des concentrations de mercure dans l'air du Sud de l'Ontario entre environ 0,001 $\mu g/m^3$ et 0,002 $\mu g/m^3$ (Brook et coll., 1997). Les concentrations prévues de mercure (tableau B6.3) sont bien en deçà de ces valeurs.

Les concentrations typiques de thallium dans l'air sont inférieures à 0,001 $\mu g/m^3$. (http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc182.htm#SectionNumber:1.4). Les concentrations prévues dans l'air dans la région de Belledune (tableau B6.3) se retrouvent dans la fourchette des niveaux de référence.

Les concentrations de zinc mesurées en Ontario (2002) sont généralement d'environ 0,02 $\mu g/m^3$. Santé Canada (1979) rapporte au Canada une concentration moyenne de zinc dans l'air de 0,035 $\mu g/m^3$. Toutefois, dans des localités plus industrialisées (Hamilton), les concentrations annuelles moyennes de zinc peuvent être considérablement plus élevées, soit d'environ 0,1 $\mu g/m^3$. Les concentrations prévues de zinc (tableau B6.3) se situent dans cette fourchette.

B6.4.2 Dioxyde d'azote et dioxyde de soufre

Les concentrations selon la meilleure estimation de CLÉ issues du modèle en fonction des conditions actuelles oscillent, dans le cas du SO_2, entre approximativement 1,0 μ g/m^3 et 11,8 μ g/m^3 et, dans le cas des NO_2, entre environ 0,3 $\mu g/m^3$ et 1,2 $\mu g/m^3$ (tableau B6.3). Nous n'avons pas ajouté les concentrations de référence étant donné que les prédictions du modèle ont été ajustées pour correspondre aux données mesurées (qui comprendraient l'apport naturel).

Des concentrations moyennes de NO_2 et de SO_2 mesurées à Saint John (N.-B.) en 2002 (Environnement Canada, 2003) s'élevaient à environ 10 $\mu g/m^3$ et 9 $\mu g/m^3$ respectivement. Les concentrations de SO_2 mesurées dans la région à l'étude en 2002 se situaient entre 8 $\mu g/m^3$ et 15 $\mu g/m^3$ (tableau B6.2).

La moyenne annuelle fixée dans le cadre de l'objectif national de la qualité de l'air, c'est à dire le niveau maximum souhaitable, est de 30 $\mu g/m^3$ de dioxyde de soufre et de 60 $\mu g/m^3$ de dioxyde d'azote. L'analyse démontre que les concentrations de NO_2 et de SO_2 prévues et mesurées (en présumant avec prudence que les concentrations prévues de NO_2 correspondent à celles du NO_2 dans l'environnement) se situent bien en deçà des critères de qualité de l'air qui s'appliquent. Aussi, l'apport supplémentaire de NO_2 et SO_2 à la région à l'étude se compare aux niveaux mesurés dans des centres industriels, par exemple Saint John.

On voit à la figure B6.6 les concentrations annuelles prévues de SO_2 établies à l'aide des calculs du modèle de la dispersion. L'apport des installations de Noranda et celles d'Énergie NB sont nettement visibles dans la forme des isoplètes.

Tableau B6.3 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période actuelle

Objet de l'analyse	Zone d'exposition	Nombre de grilles	Prédiction moyenne	Prédiction maximale	Meilleure estimation de CLE	Limite supérieure de CLE

Objet de l'analyse	Zone d'exposition	Nombre de grilles	Prédiction moyenne	Prédiction maximale	Meilleure estimation de CLE	Limite supérieure de CLE
Arsenic	Belledune	14	0,002	0,007	0,002	0,004
	Lower Belledune	23	0,006	0,014	0,006	0,027
	Petit-Rocher	4	$2,90x10^{-4}$	$3,30x10^{-4}$	$2,90x10^{-4}$	$5,80x10^{-4}$
	Pointe-Verte	7	0,002	0,003	0,002	0,004
	Townsite n° 2	16	0,009	0,013	0,009	0,026
Cadmium	Belledune	14	$7,70x10^{-4}$	0,002	$7,70x10^{-4}$	0,002
	Lower Belledune	23	0,003	0,006	0,003	0,011
	Petit-Rocher	4	$8,90x10^{-5}$	$1,00x10^{-4}$	$8,90x10^{-5}$	$1,80x10^{-4}$
	Pointe-Verte	7	$6,40x10^{-4}$	0,001	$6,40x10^{-4}$	0,001
	Townsite n° 2	16	0,003	0,004	0,003	0,008
Chrome	Belledune	14	$8,20x10^{-4}$	0,006	$8,20x10^{-4}$	0,002
	Lower Belledune	23	$8,40x10^{-4}$	0,002	$8,40x10^{-4}$	0,003
	Petit-Rocher	4	$3,50x10^{-5}$	$4,10x10^{-5}$	$3,50x10^{-5}$	$7,10x10^{-5}$
	Pointe-Verte	7	$2,50x10^{-4}$	$4,20x10^{-4}$	$2,50x10^{-4}$	$4,90x10^{-4}$
	Townsite n° 2	16	0,009	0,022	0,009	0,044
Dioxines et furanes	Belledune	14	$3,00x10^{-11}$	$1,00x10^{-10}$	$3,00x10^{-11}$	$6,00x10^{-11}$
	Lower Belledune	23	$1,00x10^{-10}$	$3,00x10^{-10}$	$1,00x10^{-10}$	$5,00x10^{-10}$
	Petit-Rocher	4	$7,00x10^{-12}$	$8,00x10^{-12}$	$7,00x10^{-12}$	$1,00x10^{-11}$
	Pointe-Verte	7	$3,00x10^{-11}$	$6,00x10^{-11}$	$3,00x10^{-11}$	$6,00x10^{-11}$
	Townsite n° 2	16	$1,00x10^{-10}$	$2,00x10^{-10}$	$1,00x10^{-10}$	$3,00x10^{-10}$
Plomb	Belledune	14	0,041	0,132	0,041	0,081
	Lower Belledune	23	0,135	0,289	0,135	0,579
	Petit-Rocher	4	0,005	0,006	0,005	0,01
	Pointe-Verte	7	0,035	0,071	0,035	0,07
	Townsite n° 2	16	0,159	0,195	0,159	0,39
Mercure	Belledune	14	$5,90x10^{-5}$	$1,90x10^{-4}$	$5,90x10^{-5}$	$1,20x10^{-4}$
	Lower Belledune	23	$1,90x10^{-4}$	$3,80x10^{-4}$	$1,90x10^{-4}$	$7,70x10^{-4}$
	Petit-Rocher	4	$7,70x10^{-6}$	$8,90x10^{-6}$	$7,70x10^{-6}$	$1,50x10^{-5}$
	Pointe-Verte	7	$5,30x10^{-5}$	$1,00x10^{-4}$	$5,30x10^{-5}$	$1,10x10^{-4}$
	Townsite n° 2	16	$2,40x10^{-4}$	$3,10x10^{-4}$	$2,40x10^{-4}$	$6,30x10^{-4}$
NO_2	Belledune	14	0,493	1,178	0,493	0,985
	Lower Belledune	23	1,186	1,336	1,186	2,672
	Petit-Rocher	4	0,34	0,371	0,34	0,681
	Pointe-Verte	7	0,853	1,043	0,853	1,706
	Townsite n° 2	16	0,337	0,588	0,337	1,175
SO_2	Belledune	14	4,146	11,15	4,146	8,292
	Lower Belledune	23	10,41	14,29	10,41	28,58
	Petit-Rocher	4	1,003	1,145	1,003	2,006
	Pointe-Verte	7	4,71	7,922	4,71	9,42
	Townsite n° 2	16	11,78	13,88	11,78	27,76
Thallium	Belledune		$4,50x10^{-4}$	0,001	$4,50x10^{-4}$	$9,10x10^{-4}$	$4,50x10^{-4}$
	Lower Belledune		0,001	0,003	0,001	0,006	0,001
	Petit-Rocher		$5,10x10^{-5}$	$5,90x10^{-5}$	$5,10x10^{-5}$	$1,00x10^{-4}$	$5,10x10^{-5}$
	Pointe-Verte		$3,70x10^{-4}$	$7,40x10^{-4}$	$3,70x10^{-4}$	$7,40x10^{-4}$	$3,70x10^{-4}$
	Townsite n° 2		0,002	0,002	0,002	0,005	0,002
Zinc	Belledune		0,003	0,016	0,003	0,007	0,003
	Lower Belledune		0,008	0,017	0,008	0,033	0,008
	Petit-Rocher		$2,70x10^{-4}$	$3,20x10^{-4}$	$2,70x10^{-4}$	$5,50x10^{-4}$	$2,70x10^{-4}$
	Pointe-Verte		0,002	0,004	0,002	0,004	0,002
	Townsite n° 2		0,022	0,044	0,022	0,087	0,022

Tableau B6.4 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air (µg/m³) – période de 1985 à 1999

Objet de l'analyse	Zone d'exposition	Nombre de grilles	Prédiction moyenne	Prédiction maximale	Meilleure estimation de CLE	Limite supérieure de CLE
Arsenic	Belledune	14	0,004	0,013	0,004	0,008
	Lower Belledune	23	0,013	0,029	0,013	0,058
	Petit-Rocher	4	$6,10 \times 10^{-4}$	$6,90 \times 10^{-4}$	$6,10 \times 10^{-4}$	0,001
	Pointe-Verte	7	0,004	0,007	0,004	0,008
	Townsite n° 2	16	0,016	0,02	0,016	0,04
Cadmium	Belledune	14	0,004	0,012	0,004	0,007
	Lower Belledune	23	0,012	0,027	0,012	0,053
	Petit-Rocher	4	$4,20 \times 10^{-4}$	$4,90 \times 10^{-4}$	$4,20 \times 10^{-4}$	$8,50 \times 10^{-4}$
	Pointe-Verte	7	0,003	0,006	0,003	0,006
	Townsite n° 2	16	0,014	0,016	0,014	0,033
Plomb	Belledune	14	0,131	0,434	0,131	0,262
	Lower Belledune	23	0,442	0,95	0,442	1,9
	Petit-Rocher	4	0,016	0,019	0,016	0,033
	Pointe-Verte	7	0,115	0,232	0,115	0,231
	Townsite n° 2	16	0,502	0,592	0,502	1,184

Tableau B6.5 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air (µg/m³) – période de 1975 à 1984

Objet de l'analyse	Zone d'exposition	Nombre de grilles	Prédiction moyenne	Prédiction maximale	Meilleure estimation de CLE	Limite supérieure de CLE
Arsenic	Belledune	14	0,008	0,025	0,008	0,015
	Lower Belledune	23	0,025	0,055	0,025	0,11
	Petit-Rocher	4	0,001	0,001	0,001	0,002
	Pointe-Verte	7	0,007	0,014	0,007	0,014
	Townsite n° 2	16	0,03	0,037	0,03	0,073
Cadmium	Belledune	14	0,005	0,016	0,005	0,01
	Lower Belledune	23	0,017	0,037	0,017	0,074
	Petit-Rocher	4	$5,90 \times 10^{-4}$	$6,80 \times 10^{-4}$	$5,90 \times 10^{-4}$	0,001
	Pointe-Verte	7	0,004	0,009	0,004	0,009
	Townsite n° 2	16	0,019	0,023	0,019	0,045
Plomb	Belledune	14	0,294	0,975	0,294	0,588
	Lower Belledune	23	0,992	2,133	0,992	4,267
	Petit-Rocher	4	0,037	0,043	0,037	0,074
	Pointe-Verte	7	0,259	0,52	0,259	0,518
	Townsite n° 2	16	1,123	1,319	1,123	2,639

Tableau B6.6 Sommaire des concentrations moyennes prévues dans l'air ($\mu g/m^3$) – période de 1967 à 1974

Objet de l'analyse	Zone d'exposition	Nombre de grilles	Prédiction moyenne	Prédiction maximale	Meilleure estimation de CLE	Limite supérieure de CLE
Arsenic	Belledune	14	0,051	0,166	0,051	0,103
	Lower Belledune	23	0,17	0,365	0,17	0,729
	Petit-Rocher	4	0,008	0,009	0,008	0,015
	Pointe-Verte	7	0,048	0,092	0,048	0,096
	Townsite n° 2	16	0,201	0,242	0,201	0,483
Cadmium	Belledune	14	0,012	0,04	0,012	0,024
	Lower Belledune	23	0,041	0,089	0,041	0,179
	Petit-Rocher	4	0,001	0,002	0,001	0,003
	Pointe-Verte	7	0,01	0,021	0,01	0,02
	Townsite n° 2	16	0,046	0,054	0,046	0,109
Plomb	Belledune	14	1,359	4,505	1,359	2,718
	Lower Belledune	23	4,585	9,861	4,585	19,72
	Petit-Rocher	4	0,17	0,197	0,17	0,34
	Pointe-Verte	7	1,196	2,404	1,196	2,392
	Townsite n° 2	16	5,189	6,096	5,189	12,19

Figure B6.2 ***Points de données indiquant la concentration annuelle moyenne de plomb prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle***

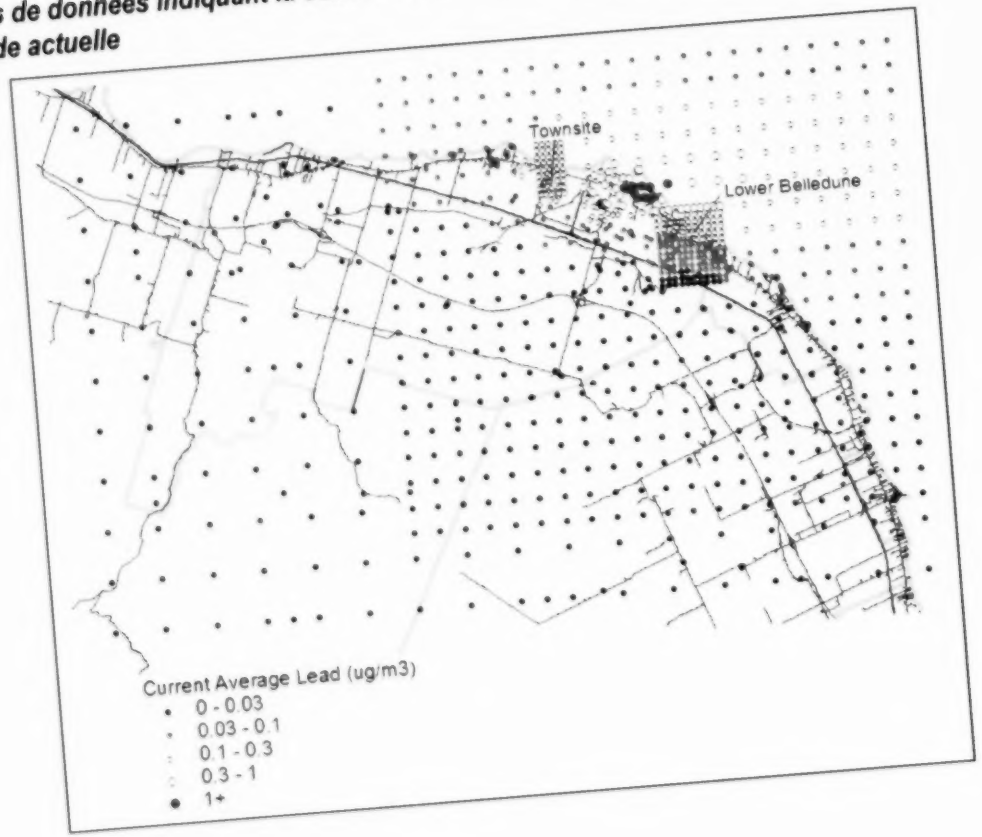


Figure B6.3 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne de plomb prévue (µg/m³) – période actuelle

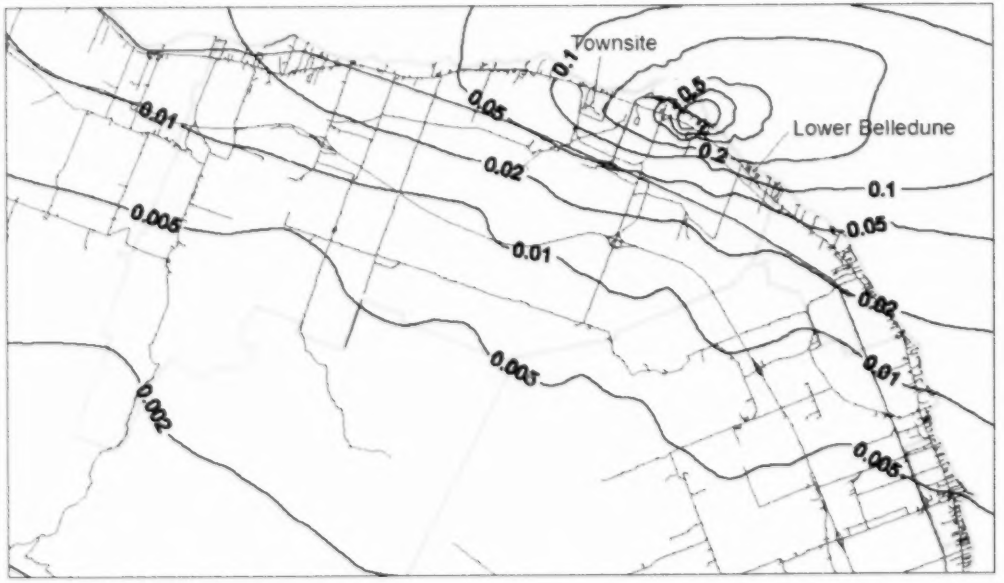


Figure B6.4 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne d'arsenic prévue ($\mu g/m^3$) – période actuelle

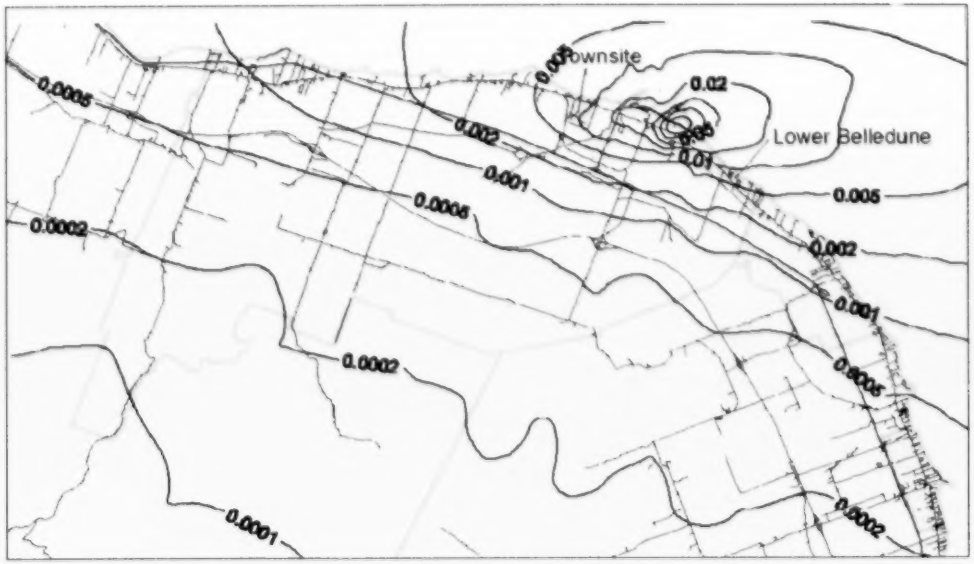


Figure B6.5 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne de cadmium prévue (µg/m³) – période actuelle

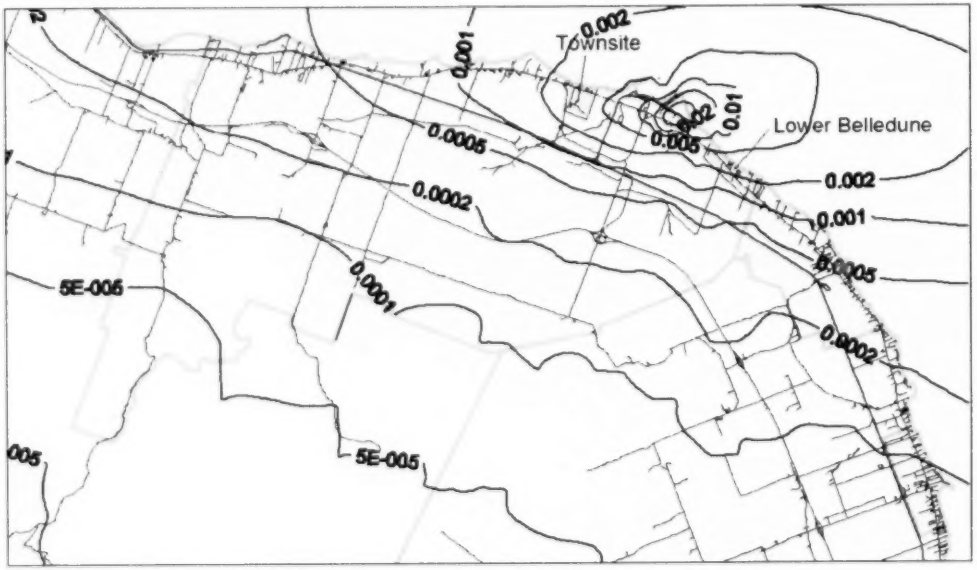
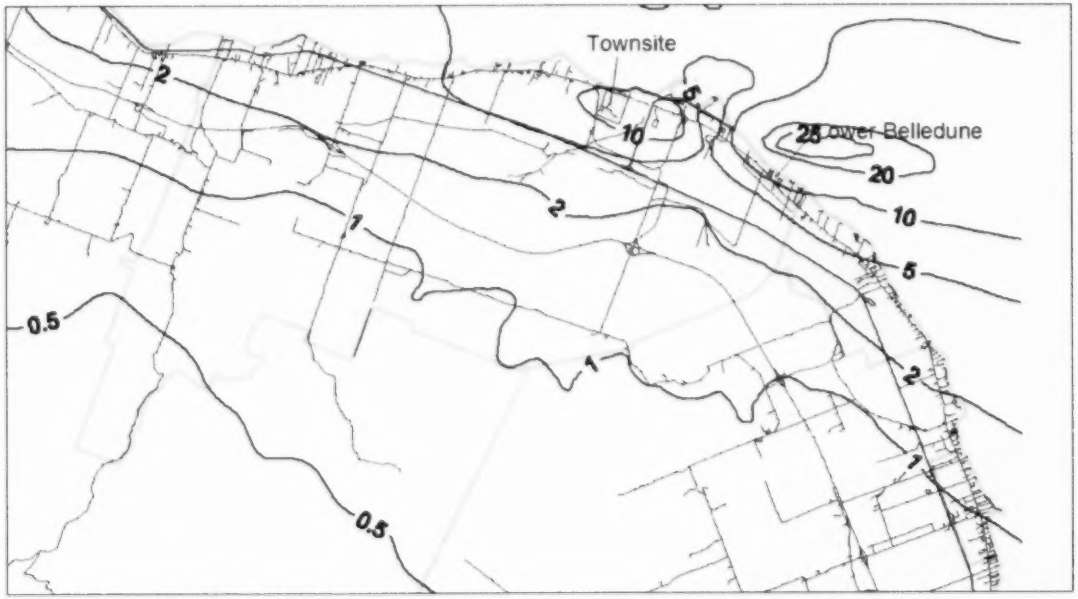


Figure B6.6 Isoplètes indiquant la concentration annuelle moyenne prévue de dioxyde de soufre ($\mu g/m^3$) – période actuelle



B6.5 Incertitudes et lacunes statistiques

Pour les périodes où des données de surveillance sont disponibles, on a quantifié l'incertitude de la modélisation de la dispersion atmosphérique à l'aide de comparaisons statistiques entre les données tirées de la modélisation et les données réelles. On a apporté des ajustements aux prévisions modélisées pour qu'elles correspondent mieux aux données issues de la surveillance.

L'incertitude quant aux taux d'émission des premières périodes est vraisemblablement plus élevée que celle relative aux facteurs unitaires de concentration dans l'air élaborés pour cette analyse. Cela introduit une certaine incertitude dans les estimations des risques causés par les substances cancérogènes; toutefois, la relation aux concentrations dans le sol est moins sujette à cette incertitude.

B7.0 Références bibliographiques

Rejets dans l'atmosphère : données issues de la SCÉ relatives aux NO_x et au SO_2, données d'essai sur les cheminées relatives aux particules (GGI 1032).

BROOK, J., T.F. DANN et R.T. BURNETT. « The Relationship among TSP, PM_{10}, $PM_{2.5}$, and Inorganic Constituents of Atmospheric Particulate Matter at Multiple Canadian Locations », *Journal of Air & Waste Management Association*, vol. 47, nº 2-19 (1997).

CORMIER, James (Noranda). *Communication personnelle : courriel à Don Grass* (MEGL), le 7 février 2005.

DEVEAU, Paul (Noranda). *Communication personnelle : courriel à Don Grass* (MELG), le 16 février 2005.

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1988. *Le Programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre d'Énergie NB de 1990 à 2000*, décembre 1988 (GGI 1097).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1990. *Le Programme de réduction des émissions de dioxyde de soufre d'Énergie NB de 1990 à 2000*, janvier 1990 (GGI 1098).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1993. *1992 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1159).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1995. *1994 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1158).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1997. *1996 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1157).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1998. *1997 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1156).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 1999. *1998 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1155).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 2000. *1999 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1154).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 2001. *2000 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1153).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 2002. *2001 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1152).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 2003. *2002 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1151).

ÉNERGIE NOUVEAU-BRUNSWICK (NB), 2004. *2003 Annual Air Quality Summary Report for the Belledune Generating Station* (GGI 1150).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY DES ÉTATS-UNIS (EPA des É.-U.), « Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air », *Compendium Method IO-3.1 – Sélection, Preparation and Extraction of Filter Material*, EPA/625/R-96/010a, chapitre IO-3, « Chemical Analysis », p. 3.1 à 3.4, juin 1999.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY DES ÉTATS-UNIS (EPA des É.-U.), 1995a. *Compilation of Air Pollutant Emission Factors AP-42*, 5e édition, volume I : « Stationary Point and Area Sources ».

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY DES ÉTATS-UNIS (EPA des É.-U.), 1995b. *A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model, EPA-454/B-95-0666*, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC 2711.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY DES ÉTATS-UNIS (EPA des É.-U.), 2003a. « Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred Long Range Transport Model and Other Revisions; Final Rule », *Federal Register,Part III, 40 CFR Part 51*, vol. 68, nº 72 (avril 2003).

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY DES ÉTATS-UNIS (EPA des É.-U.), 2003b. « Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred Long Range Transport Model and Other Revisions », *Federal Register, 40 CFR Appendix W to Part 51*, vol. 68, nº 72 (avril 2003).

ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. *Réseau national de la surveillance de la pollution atmosphérique (*RNSPA) *– synthèse annuelle des données de 2002*, série Protection de l'environnement, rapport ES 7/AP/35.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2004. *Normales climatiques au Canada, de 1971 à 2001*. Page Web.

Feuille de calcul Excel de la chronologie des arrêts d'exploitation importants de la fonderie, nom de fichier : majorshutddownsprocesschanges.doc. (GGI 1162).

Feuille de calcul Excel des résultats antérieurs relatifs aux émissions des sources, de 1986 à 2003, nom de fichier : historicalsourceemissionresults1986-2003.xls (GGI 1025).

GRASS, Don (MEGL). Communication personnelle avec Ron Stager, 2004.

JACQUES WHITFORD ENVIRONMENT LIMITED (JWEL). *Air Quality Assessment Dispersion and Deposition Modeling: Proposed Thermal Oxidizer Facility, Belledune, New Brunswick*, commandé par Bennett Environmental Inc., juin 2003.

JANJIC, Z.I. « A Nonhydrostatic Model Based on a New Approach », *Meteor. Atmos. Phys.*, vol. 82 (2003), p. 271 à 285.

JANJIC, Z.I., T.L. BLACK, M.E. PYLE, H.Y. CHUANG, E. ROGERS et G.J. DIMEGO. *The NCEP WRF Core*, préimpressions, ateliers destinés aux usagers – 5e WRF/14e MM, Boulder (Colorado), du 22 au 25 juin 2004, p. 184 à 187.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO (MEO). *Air Quality in Ontario 2002 – Appendix*, 2003.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DE L'ONTARIO (MEO). *Document préliminaire sur l'élaboration des normes ontariennes de l'air pour l'arsenic et ses composés*, division de l'élaboration des normes, juin 2004.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU NOUVEAU-BRUNSWICK, 1977. *Rapport de l'enquête à Belledune – de septembre à octobre 1976* (GGI 1069).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU NOUVEAU-BRUNSWICK, 2000. *Document d'agrément d'exploitation du Nouveau-Brunswick I-2360*, mars 2000 (GGI 1148).

MONENCO CONSULTANTS LIMITED et BURNS & MCDONNELL, 1990b. *Belledune Thermal Generating Station Flue Gas Desulphurization Environmental Assessment*, présenté à Énergie Nouveau-Brunswick (GGI 1094).

MONENCO CONSULTANTS LIMITED, 1990a. *Belledune Thermal Generating Station Flue Gas Desulphurization Environmental Assessment – Summary Report*, avril 1990 (GGI 1071).

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA), 2004. Données disponibles au ftp://e0mss21u.ecs.nasa.gov/srtm.

SANTÉ CANADA, 1979. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – zinc : documentation à l'appui*, http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/rqep.htm.

SCIRE, J.S., G.D. STRIMAITIS et R.J. YAMARTINO, 2000b. *A User's Guide for the CALPUFF Meteorological Dispersion Model (5e version)*, Earth Tech, inc., janvier 2000.

SCIRE, J.S., R.R. ROBE, M.E. FERNAU et R.J. YAMARTINO, 2000a. *A User's Guide for the CALMET Meteorological Model (5e version)*, Earth Tech, inc., janvier 2000.

SERVICE DU CONTRÔLE ENVIRONNEMENTAL DE BRUNSWICK SMELTING AND FERTILIZER. *Programmes de surveillance de 1970 à 1994 et autres études environnementales dans la région de Belledune*, (GGI 1231), mai 1995.

WASHBURN & GILLIS ASSOCIATES LIMITED. *Belledune 450MW Thermal Generating Station Environmental Impact Assessment Report*, présenté à Énergie Nouveau-Brunswick, juillet 1989 (GGI 1070).

YOUNG, J.W., et Z.R. RADONJIC. *A Mixing Height Study for North America (1987 – 1991)*, 1997.

ETUDE SUR LA SANTÉ DANS LA RÉGION DE

Belledune

AREA HEALTH STUDY